

LUONTO JA  
LUONNONVARAT

Pekka Rusanen, Markku Mikkola-Roos ja Timo Asanti

# Merimetso

## *Phalacrocorax carbo*

### - musta viikinki

Merimetson kannan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät Itämeren piirissä ja Euroopassa







Pekka Rusanen, Markku Mikkola-Roos ja Timo Asanti

Merimetso  
*Phalacrocorax carbo*  
- Musta viikinki

Merimetson kannan kehitys ja siihen  
vaikuttavat tekijät Itämeren piirissä ja  
Euroopassa

HELSINKI 1998

ISBN 952-11-0242-X

Kannen kuva: Nuori merimetso (I kv) Mustasaaren Norskärillä lokakuussa 1995 © Markku Mikkola-Roos

Takakannen kuva: Merimetsoparvi muuttomatkalla Korppoon Jurmossa keväällä 1992 © Mauri Leivo

Oy Edita Ab  
Helsinki 1998

# Sisällys

<b>1. Johdanto .....</b>	<b>5</b>
<b>2. Merimetsot (<i>Phalacrocoracidae</i>) .....</b>	<b>6</b>
<b>3. Alalajien määrittäminen ja höyhenpuvun kehitys (<i>P. c. carbo</i> &amp; <i>sinensis</i>) .....</b>	<b>9</b>
<b>4. Pesimäkannan kehitys ja rajoitustoimet Euroopassa .....</b>	<b>10</b>
4.1 Eurooppalaisen merimetsan historia .....	10
4.2 Pesimäkannan kehitys ja rajoitustoimet Itämeren alueella ( <i>P. c. sinensis</i> ) .....	12
4.3 Suomen ensimmäiset pesinnät ( <i>P. c. sinensis</i> ) .....	19
4.4 Pesimäkannan kehitys ja rajoitustoimet muualla Euroopassa .....	
( <i>P. c. carbo</i> & <i>sinensis</i> ) .....	20
<b>5. Vuotuisliikehdinnät Itämerellä .....</b>	<b>26</b>
5.1 <i>P. c. sinensis</i> .....	26
5.2 <i>P. c. carbo</i> .....	27
<b>6. Talvehtimisalueet .....</b>	<b>31</b>
<b>7. Elinympäristö, pesintä ja poikastuotto (<i>P. c. sinensis</i>) .....</b>	<b>34</b>
7.1 Elinympäristö .....	34
7.2 Pesintä ja poikastuotto .....	34
7.3 Kuolleisuus .....	36
<b>8. Yhdyskuntien levittäytyminen (<i>P. c. sinensis</i>) .....</b>	<b>37</b>
<b>9. Ravinto .....</b>	<b>39</b>
9.1 Ruokailutavat .....	39
9.2 Ravinnon tutkimusmenetelmät .....	40
9.3 Ravinto Itämerellä .....	41
<b>10. Merimetsan ympäristövaikutukset .....</b>	<b>44</b>
10.1 Kasvillisuusvaikutukset .....	44
10.2 Linnustovaikutukset .....	44
10.3 Vesistövaikutukset .....	45
10.4 Kalataloudelliset vaikutukset .....	46
10.4.1 Luonnonvedet .....	46
10.4.2 Kalanviljelyalueet .....	49
10.5 Haittojen torjunta kalanviljelyalueilla .....	50
<b>11. Merimetsopopulaation uhkatekijät .....</b>	<b>52</b>
11.1 Ympäristömyrkyt .....	52
<b>12. Johtopäätökset .....</b>	<b>54</b>



## Johdanto

Merimetso (*Phalacrocorax carbo sinensis*) pesi Suomessa ensimmäisen kerran kesällä 1996. Vuonna 1997 pesimäkolonioiden määrä lisääntyi ja parimäärä kaksinkertaistui. Samalla myös Ahvenanmerellä talvehtivien merimetsojen määrä on moninkertaistunut. Merimetsan pesintä Suomessa liittyy lajin Euroopan ja etenkin Itämeren kannan merkittävään kasvuun kahden viime vuosikymmenen aikana.

Itämeren pohjoisosissa merimetsan levittäytyminen on ollut voimakasta 1980-luvulta lähtien. Virossa ja Ruotsissa pesimäkannan kasvu on ollut eksponentiaalista. Suomessa tilanne voi kehittyä samansuuntaisesti, sillä laaja saaristomme soveltuu erinomaisesti merimetsan pesintään.

Merimetso syö lähes yksinomaan kalaa, ja isokokoisena, yhdyskunnissa pesivänä lajina se mielletään herkästi kalakantojen uhkaajaksi. Merimetsan voimakas lisääntyminen Euroopassa onkin johtanut pesimäkannan rajoitusvaatimuksiin. Monessa maassa rajoitustoimet ovat kuitenkin riistäytyneet suoranaisten vainoamisen asteelle merimetsan ravinnonkäyttöön liittyvien olettamuksien ja väärän tiedon johdosta. Pesimäkolonioita on tuhottu kesken pesinnän, ja merimetsojen ampuminen on ollut sallittua jopa ympäri vuoden, myös eräissä Euroopan unionin maissa, vaikka laji on kuulunut EU:n lintudirektiivin erityisiä suojelutoimenpiteitä vaativien lajien joukkoon.

Kesällä 1997 EU:n komissio päätti poistaa merimetsan *sinensis*-alalajin lintudirektiivin liitteestä I sen saavutettua suotuisan suojelun tason Euroopassa. Alalaji säilyy edelleen pääosin rauhoitettuna, mutta sille ei ole tarpeen muodostaa erikseen suojelualueita. Samalla aloitettiin kansainvälisen suojelu- ja toimenpiteohjelman valmistelu, jonka avulla pyritään estämään lajin kalataloudelle aiheuttamia vahinkoja ja toisaalta säilyttämään merimetsan suotuisan suojelun taso.

Taloudellisten vaikutustensa takia merimetsosta on tullut eräs maailman tutkituimmista lintulajeista. Eurooppalaisia merimetsokonferensseja on järjestetty muutaman vuoden välein 1980-luvun puolivälistä alkaen, ja 1990-luvun alussa perustettiin Wetlands International -järjestön yhteyteen erityinen merimetsotutkimusryhmä. Useimmissa maissa merimetsotutkimusta tehdään valtiollisin varoin.

Ahvenanmaan talvehtijamäärän voimakas kasvu, ensimmäinen pesintä Suomessa ja merimetsokannan kasvun aiheuttamat ristiriidat Ruotsissa antoivat aiheen epäillä, että tilanne voisi kehittyä Suomessa samansuuntaisesti. Merimetso on voimakas laji, joka kykenee levittäytymään tehokkaasti eikä sillä ole juuriakaan luontaisia vihollisia. Se on valloittaja - musta viikinki!

Näistä syistä Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikkö päätti selvittää merimetsan levittäytymishistoriaa, ympäristövaikutuksia ja elintapoja. Tässä työssä kerätään yhteen kansainvälinen ja kotimainen tutkimustieto merimetsasta, kartoitetaan lajin levittäytymiseen liittyviä ongelmia ja ehdotetaan toimenpiteitä ja jatkotutkimuksia.



# 2

## Merimetsot (*Phalacrocoracidae*)

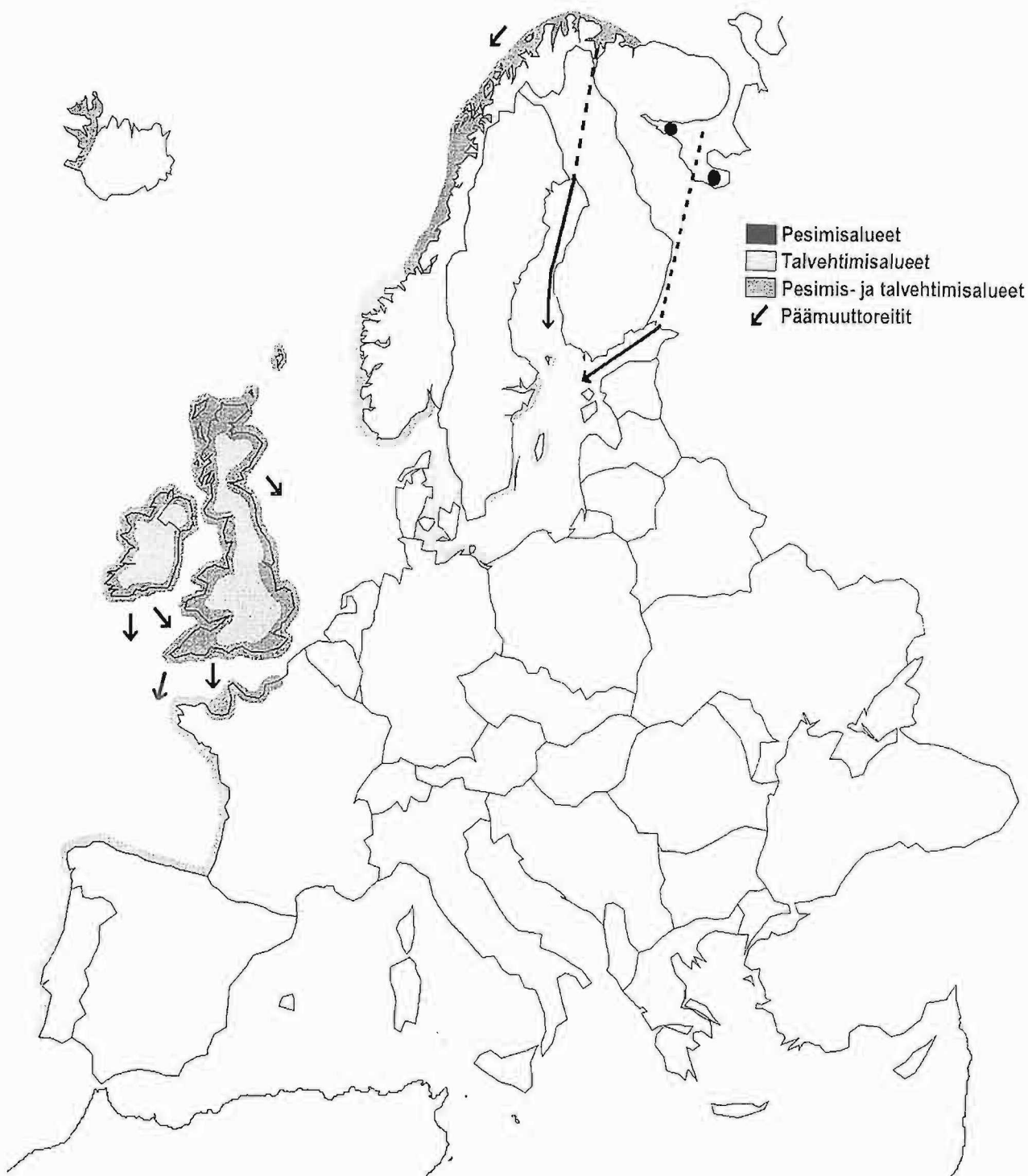
Merimetsojen (*Phalacrocoracidae*) heimo kuuluu pelikaanilintujen (*Pelecaniformes*) lahkoon, jonka lajistosta se muodostaa yli puolet. Merimetsolajeja on laji- ja alalajiluokittelusta riippuen 26–40, useimmiten 32–39 lajia. Näistä 11 lajia on uhanalaisia; yksi laji metsästettiin sukupuuttoon Beringinmerellä 1800-luvun puolivälissä. Lentokyvytön galapagosinmerimetsä, heimonsa suurikokoisin, luokitellaan usein omaan sukuunsa (*Nannopterum*).

Merimetsot ovat kosmopoliitteja. Niiden suurin tiheys on trooppisella ja lauhkealla vyöhykkeellä. Euroopassa pesii kolme merimetsolajia: merimetsä (*Phalacrocorax carbo*) lähes koko Euroopassa, karimetsä (*P. aristotelis*) Atlantin–Välimeren rannikoilla ja Mustallamerellä sekä kääpiömerimetsä (*P. pygmeus*) Kaakkois-Euroopassa. Ainoastaan merimetsän Euraasiassa pesivää *sinensis*-alalajia ja kääpiömerimetsän Kaspian populaatiota pidetään aitoina muuttolintuina.

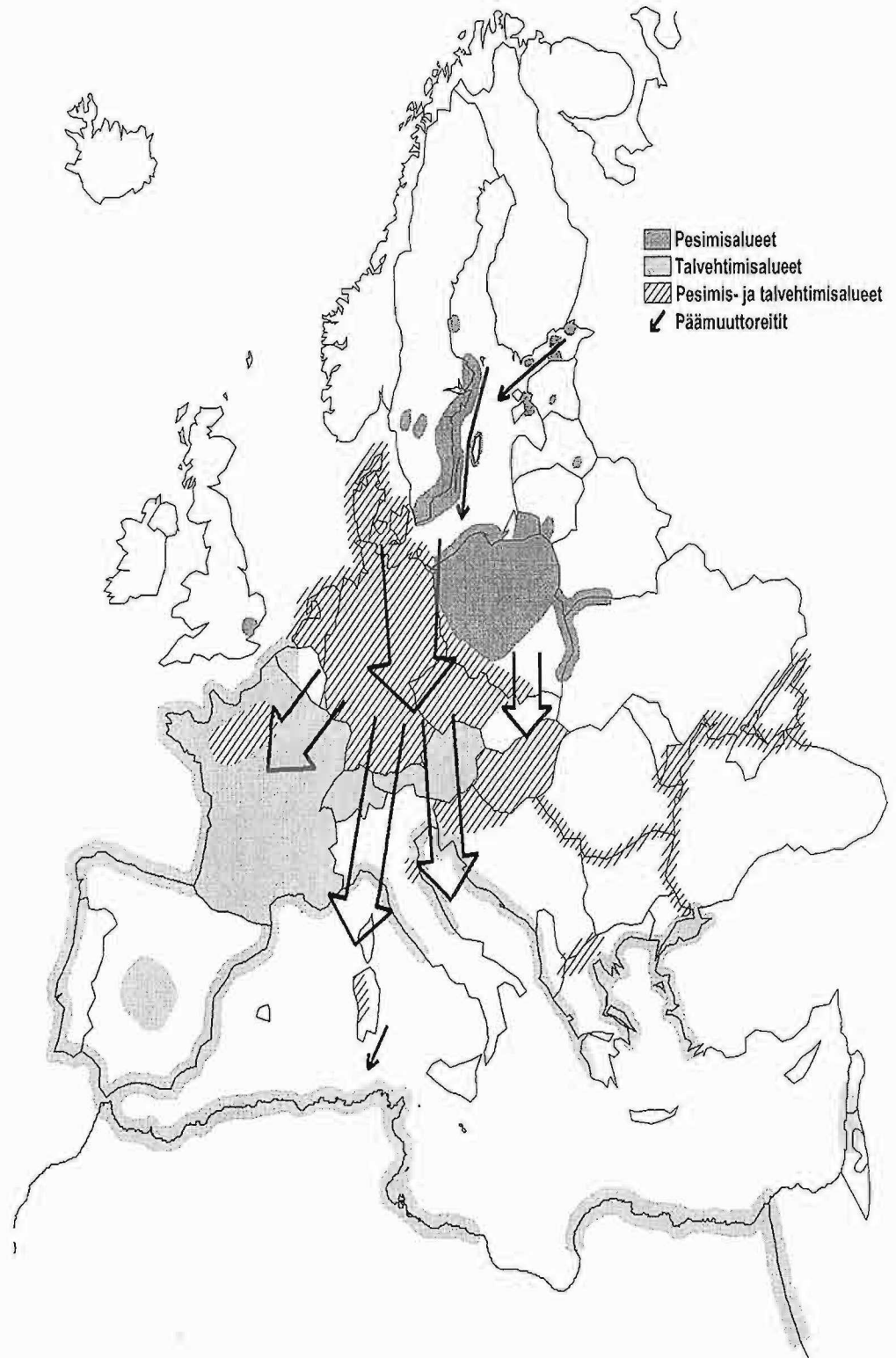
Merimetsä on sukunsa suurikokoisin ja laajimmalle levinnyt laji. Sen pesimäalue ulottuu arktisilta alueilta tropiikkiin: Pohjois-Amerikan koillisosista Euroopan kautta Afrikkaan, Intiaan, Kiinaan, Japaniin ja Australiaan saakka. Yleensä erotetaan 6 (3–7) alalajia:

- P. c. carbo* (Linnaeus, 1758) – Pohjois-Amerikan koillisosista Grönlannin ja Islannin kautta Brittein saarille, Ranskan luoteisrannikolle, Norjaan ja Venäjällä Kuolan niemimaalle–Vienanmerelle.
- P. c. sinensis* (Blumenbach, 1798) – Keski- ja Etelä-Euroopasta Intiaan ja Kiinaan.
- P. c. hanedae* Nagamichi Kuroda, 1925 – Japani. Mahdollisesti kuuluu *sinensis*-alalajiin.
- P. c. maroccanus* Hartert, 1906 – Luoteis-Afrikan rannikko.
- P. c. lucidus* (Lichtenstein, 1823) – Afrikan länsi- ja etelärannikot ja Itä-Afrikan sisämaa. Luokitellaan usein omaksi lajikseen *P. lucidus*.
- P. c. novaehollandiae* Stephens, 1826 – Australia, Tasmania, Uusi-Seelanti ja Chathamsaaret. Luokitellaan usein omaksi lajikseen *P. novaehollandiae* tai jaetaan kahdeksi alalajiksi *P. c. carboides* ja *P. c. steadi*.

Euroopassa pesii kaksi merimetsän alalajia: *P. c. carbo* Pohjois-Atlantin rannikoilla (Islanti, Brittein saaret, Ranska, Norja ja Venäjällä Kuolan niemimaa–Vienanmeri) ja *P. c. sinensis* Keski-, Etelä- ja Itä-Euroopassa ja Skandinavian eteläosissa. *P. c. sinensis* on merimetsän laajimmalle levinnyt alalaji, ja se pesii sekä sisämaassa että rannikolla ks. kuvat 1 ja 2 (Cramp & Simmons 1977, Hoyo *et al.* 1992, Hagemeyer & Blair 1997).



Kuva 1. Merimetson nimialalajin (*P. c. carbo*) pesimä- ja talvehtimisaalueet (Cramp & Simmons 1977, Hagemeijer & Blair 1997).



Kuva 2. Merimetson alalajin *P. c. sinensis* pesimä- ja talvehtimisaalueet (Cramp & Simmons 1977, Hagemeijer & Blair 1997).

# Alalajien määrittäminen ja höyhenpuvun kehitys (*P. c. carbo* & *sinensis*)

# 3

Merimetso on helppo tuntea mustanpuhuvasta höyhenpuvustaan yhdistyneenä suureen kokoon ja pitkään kaulaan. Kaukanakin lentävän linnun oppii nopeasti erottamaan samankokoisista hanhista merimetsolajeille luonteenomaisen liitelyn perusteella. Myös maissa lepäilevien yksilöiden tapa pitää siipiään aika ajoin levitettyinä on ominainen tälle lajiryhmälle. Suomessa ei yleensä synny määrittämisongelmia lajitasolla, sillä muista merimetsolajeista ainoastaan karimetso on tavattu muutaman kerran Suomessa. Merimetso onkin eräs helpoiten tunnettavista lintulajeista. Eurooppalaisten alalajien maastomäärittäminen on sen sijaan vaikeaa ja useimmiten mahdotonta.

Yksittäisen merimetsoyksilön alalajin maastomäärittäminen, edes keväisessä juhlapuvussa, ei ole yleensä luotettavaa hyvissäkään olosuhteissa. Näkyvimpana pukutuntomerkinä *sinensis*-alalajin määrittämiseksi on esitetty vanhan pesimäpukuisen linnun pään ja kaulan laajaa valkeaa aluetta, joka muodostuu kapeista, hiusmaisista ”koristehöyhenistä”; nimialalajilla taas valkea väri rajoittuu yleensä kurkkuun (Cramp & Simmons 1977). Ongelman muodostavat kuitenkin ne nimialalajin yksilöt, joilla esiintyy samanlainen valkea kuviointi kuin *sinensis*-alalajilla, esim. Brittein saarilla näiden osuudeksi on arvioitu 15 % pesimäpopulaatiosta (Stokoe 1958). Lisäksi nämä noin kuukautta ennen munintaa syntyvät koristehöyhenet kuluvat pois erittäin nopeasti, usein jo haudonnan alussa, minkä jälkeen höyhenpuku ei eroa nimialalajin vastaavasta. Pesintöjen eriaikaisuudesta johtuen on esim. Ranskassa arvioitu, että vain 20–25 % populaatiosta on samanaikaisesti täydessä juhlapuvussa (Marion 1991). Alalajimäärittäminen vaikeuttaa kuvastaa tilanne Pohjois-Ranskassa, alalajien kohtaamisalueella, missä on jo yli 60 vuotta väitetty pesimäkannan alalajistatuksesta (ks. Marion 1995).

Luotettavin alalajien välinen ero löytyy nokan korkeuden mitasta, mutta tällöinkin tulisi linnun sukupuoli olla selvillä. Nokan korkeus täysikasvuisilla linnuilla millimetreinä (mitataan ohuimmalta kohdalta nokan keskivaiheelta) on koirilla: *carbo* 16–18, *sinensis* 13–16, ja naarailla: *carbo* 13–15, *sinensis* 11–13 (Cramp & Simmons 1977).

Sukupuolen määrittäminen on vertailutilanteessa toisinaan mahdollista myös maastossa: koiras on kookkaampi ja sen nokka on vahvempi, lisäksi ylänokan harja on suora, naaraalla taas hieman kovera (esim. Cramp & Simmons 1977, Van Eerden & Munsterman 1995).

Merimetson pesimäpuku, jonka olennaisena tunnusmerkkinä pidetään valkeaa reisilaikkua, kehittyy ensi kertaa noin 20 kuukauden iässä eli toisena keväänä; ikäluokan *sinensis*-alalajin yksilöistä 25 %:lta puuttuvat pään valkeat koristehöyhenet (Gregersen 1991b). Nuori lintu on ensimmäisenä syksynään pääosin tummanruskea, ja vatsassa on vaihtelevan suuruinen valkea laikku, joka häviää reilun vuoden iässä eli toiseen syksyyn mennessä. Toisen talven yksilöitä on jo vaikea erottaa maastossa vanhemmista linnuista muuten kuin lähietäisyydeltä: höyhenpuku ei ole niin kiiltävä kuin vanhoilla yksilöillä, ja tumma vatsa voi olla epätasaisen täplikäs (Cramp & Simmons 1977).

# 4

## Pesimäkannan kehitys ja rajoitustoimet Euroopassa

### 4.1 Eurooppalaisen merimetson historia

Merimetson pesimäkanta Euroopassa oli vähintään 208 000 paria v. 1992; *sinensis*-alalajin osuus oli n. 165 000 paria ja *carbo*-alalajin n. 43 000 paria (Hagemeijer & Blair 1997). *Sinensis*-alalajin merkittävimmät pesimäalueet ovat nykyään Tanskassa, Ukrainassa, Ruotsissa, Hollannissa, Romaniassa ja Saksassa. Nimialalaji on puolestaan keskittynyt Norjaan ja Brittein saarille (Veldkamp 1996a, Hagemeijer & Blair 1997).

Merimetso on pesinyt Euroopassa yhtäjaksoisesti jo tuhansia vuosia. Arkeologiset löydöt viittaavat laajaan esihistorialliseen levinneisyyteen Itämeren alueella. Vanhimmat tunnetut löydöt ovat Ruotsista noin 9 000 vuoden takaa. Myös pesäpoikasten luita on löytynyt esim. Gotlannista. Luultavimmin merimetso on kotiutunut Itämeren alueelle jo viimeisen jääkauden loppuvaiheessa 10 000–12 000 vuotta sitten (Ericson & Carrasquilla 1997).

Ruotsin laajan arkeologisen luustoaineiston analysointi on tuonut uutta tietoa merimetson kahden eurooppalaisen alalajin muinaisesta levinneisyydestä. Tutkimusten perusteella Itämerta asutti alunperin nimialalaji *carbo*, joka näyttää hävinneen alueelta vasta aikaisintaan 1500-luvun tuntumassa. *Sinensis*-alalaji puolestaan pesi esimerkiksi Ruotsissa 1800-luvulla, mutta tarkempaa leviämisaikaa ei ole tiedossa. Alalaji esiintyi jo muinoin etelämpänä Euroopassa, mistä on viitteenä mm. noin 3 000 vuoden ikäiset neoliittikauden löydöt Bulgariasta (Ericson & Carrasquilla 1997).

Merimetso pesi Keski- ja Pohjois-Euroopassa –esimerkiksi Hollannissa, Ruotsissa ja Tanskassa – myös 1500–1700-luvuilla. Merimetson vaino tehostui entisestään 1800-luvulla, ja monista Euroopan maista –esimerkiksi Ruotsista ja Tanskasta – merimetso hävitettiin kokonaan vuosisadan vaihteen tienoilla. Tämän jälkeen kesti kymmeniä vuosia, ennen kuin laji palasi näiden alueiden pesimälinnustoon (Hansen 1984, Bregnballe & Gregersen 1995, Van Eerden & Gregersen 1995).

Merimetson *sinensis*-alalajin kannankehitys on mullistunut Euroopassa 1960-luvun jälkeen. Ankarat vainot jatkuivat paikoitellen 1950–60-luvuille saakka, ja alalajin pesimäkanta oli Keski- ja Pohjois-Euroopassa alhaisimmillaan vain 3 500–4 300 paria 1960-luvun alussa. Tällöin myös tuholaismyrkkujen pesimätulosta alentava vaikutus oli suurimmillaan. Pesimäpaikkojen lisääntynyt rauhoitus erityisesti Hollannissa, joka oli alalajin tärkeimpiä linnakkeita, ja useiden haitallisten tuholaismyrkkujen kieltäminen saivat aikaan pesimäkannan vähittäisen nousun 1970-luvun puolivälistä alkaen (esim. Van Eerden *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

Merimetson suojelutilanne parani Euroopassa vähitellen 1980-luvun alusta lähtien Euroopan Unionin laajentuessa ja lintudirektiivin (79/409/EEC) velvoitassa jäsenvaltioita rajoittamaan merimetson tappamista. Lintudirektiivin mukaan merimetson *sinensis*-alalajin tuli olla täysin rauhoitettu EU:n jäsenvaltioissa, mutta tästä oli mahdollisuus poiketa esimerkiksi kalataloudellisin perustein. Tätä mahdollisuutta hyödynnettiin vaihtelevissa määrin useissa maissa. Samalla rehevöityneet vedet tuottivat yhä enemmän kalaravintoa, mikä mahdollisti omalta osaltaan merimetson tulevan menestyksen.



*Sinensis*-alalajin pesimäkannan nopea kasvu ja yhdyskuntien levittäytymisen alkoi Hollannissa 1970-luvun lopulla sekä Puolassa, Romaniassa, Ruotsissa, Saksassa ja Tanskassa 1980-luvun alkupuolella ja puolivälissä. Virossa pesimäkannan voimistuminen kiihtyi selvästi 1990-luvun alussa. Vuotuinen kasvu 1978–92 oli Hollannissa keskimäärin 11 %, Tanskassa 24 % ja Saksan länsiosissa 30 %. Useissa maissa kantaa yritettiin edelleen rajoittaa, mutta siinä onnistuttiin vain siellä, missä merimetsopopulaatio oli hyvin vähäinen, esim. Belgia, Itävalta ja Tšekki (Van Eerden *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

Pohjois- ja Keski-Euroopan pesimäkanta oli noin 15 000 paria (28 koloniaa) 1981–82 ja kasvoi 81 000 pariin (170 koloniaa) 1992 (Hagemeijer & Blair 1997).

Pesimäkantojen edelleen kasvaessa etupäässä kalastajien ja kalanviljelijöiden harjoittama sekä laillinen että laitton vaino yleistyivät mm. Puolassa, Ruotsissa ja Unkarissa 1980-luvun loppupuolella sekä Hollannissa 1990-luvun alussa. Merimetson vaino on heikentänyt pesimätulosta paikallisesti, mutta myös nopeuttanut lajin levittäytymistä uusille alueille. Toisaalta eräiden ydinalueiden (Hollanti, Ruotsi ja Tanska) vanhimpien ja suurimpien kolonioiden pesimäkannat taantuivat 1991–95, minkä on tulkittu johtuvan kolonioiden liian suurista pilmääristä suhteessa ravintovaroihin. Hollannin pesimäkanta on jopa pienentynyt viime vuosina, ja poikastuotanto on heikentynyt suurissa kolonioissa. Euroopan kokonaispopulaatio jatkaa kuitenkin edelleen kasvuaan, ja laji levittäytyy kohti uusia alueita (esim. Bregnballe & Asbirk 1995, Lindell *et al.* 1995, Van Eerden & Zijlstra 1995, Veldkamp 1996a).

Ensimmäinen kansallinen merimetson suojele- ja toimenpidesuunnitelma valmistui Tanskassa 1992 (Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 1992). Vuonna 1996 valmistui raportti Euroopan suojele- ja toimenpidesuunnitelman perustaksi Tanskan ja Hollannin ympäristöviranomaisten tilaamana (Veldkamp 1996a).

Lopulta EU:n komissio päätti kesällä 1997, että merimetson *sinensis*-alalaji on saavuttanut suotuisan suojelun tason Euroopassa, ja poisti alalajin lintudirektiivin liitteestä I. Alalaji säilyy edelleen pääosin rauhoitettuna, mutta sille ei ole tarpeen muodostaa erikseen suojelualueita. Lisäksi valmistellaan kansainvälistä suojele- ja toimenpideohjelmaa, jonka nojalla toisaalta estetään lajin mahdollisesti aiheuttamat vakavat vahingot kalataloudelle ja toisaalta säilytetään merimetson suotuisan suojelun taso (IP/97/718).

Myös nimialalaji *carbo*, joka ei ole kuulunut EU:n lintudirektiivin liitteeseen I, on kasvattanut pesimäkantojaan Pohjois-Atlantilla 10–20 viime vuoden aikana, mutta muutokset eivät ole olleet kovin rajuja. Alalajin kannasta yli 80 % pesii Länsi-Euroopan Atlantin rannikolla. Esimerkiksi Isossa-Britanniassa vuotuinen kasvu oli keskimäärin 3 % vuosina 1969–87. Brittein saarilla kannan kasvu on ollut selvintä Irlannissa, missä merimetsa rauhoitettiin jo vuonna 1976. Skotlannissa, missä vaino on ollut voimakkaampaa, on kanta poikkeuksellisesti taantunut. Myös Norjassa merimetson pesimäkannat ovat voimistuneet, vaikkakin heikentynyt ravintotilanne on aiheuttanut ajoittaisia taantumia. Nimialalaji pesii usein vaikeapääsyisillä kalliojyrkänteillä, minkä vuoksi kannan seuranta on työläämpää ja ajoittaisempaa kuin *sinensis*-alalajilla (esim. Debout *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

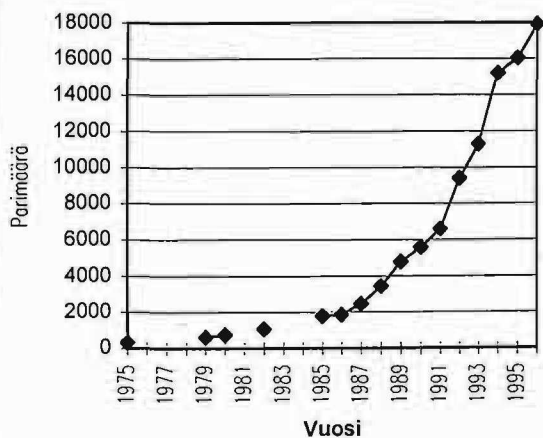
Taulukko 1. Merimetson (*Phalacrocorax carbo carbo* & *sinensis*) pesimäkanta Euroopassa. Merimetso puuttuu pesivänä Itävallasta, Portugalista ja Sveitsistä. Espanjan itäosissa pesinee nykyään pieni populaatio. Albanian, Turkin Euroopan puoleisen osan ja Venäjän eteläosien (*sinensis*) sekä Kuolan niemimaan (*carbo*) pesimäkannoista ei ole julkaistua tietoa.

Valtio (alalaji)	Parimäärä	Vuosi	Viite
Belgia (s.)	346	1997	T. Bregnballe, kirj. ilm.
Bulgaria (s.)	1 300	1993	Ivanov <i>et al.</i> 1997
Hollanti (s.)	16 950	1997	T. Bregnballe, kirj. ilm.
Irlanti (c.)	> 4 700	1986–87	Sellers 1993
Islanti (c.)	2 539	1994	Bosch 1998
Iso-Britannia (c. +s.)	7 200	1985–87	Kirby & Sellers 1997
Jugoslavia (ent.) (s.)	1 923	1984	Muzinic & Mikuska 1986
Italia (s.)	493	1995	Veldkamp 1996a
Kreikka (s.)	600–1 000	1995	Bosch 1998
Latvia (s.)	280	1996	T. Bregnballe, kirj. ilm.
Liettua (s.)	800–1 000	1995	Veldkamp 1996a
Moldova (s.)	3 000–5 000	1990	Bosch 1998
Norja (c.)	24 000	1992	Debout <i>et al.</i> 1995
Puola (s.)	11 000	1995	Veldkamp 1996a
Ranska (c. +s.)	3 000	1995	Veldkamp 1996a
Romania (s.)	15 000	1995	Veldkamp 1996a
Ruotsi (s.)	17 927	1996	Tyrberg 1997
Saksa (s.)	16 428	1997	T. Bregnballe, kirj. ilm.
Slovakia (s.)	190–195	1995	Veldkamp 1996a
Suomi (s.)	24	1997	J. Palmgren & J. Ruoho, suull. ilm.
Tanska (s.)	35 829	1997	T. Bregnballe, kirj. ilm.
Tšekki (s.)	235–295	1995	Veldkamp 1996a
Ukraina (s.)	24 000	1993	Poluda <i>et al.</i> 1997
Unkari (s.)	2 300	1990	Veldkamp 1996a
Valko-Venäjä (s.)	850	1995	Veldkamp 1996a
Venäjä:			
Suomenlahti (s.)	1 100–1 300	1995	Gaginskaya 1995
Vienanmeri (c.)	150	n. 1987	Veldkamp 1996a
Viro (s.)	n. 3 500	1997	Eve Mägi, kirj.ilm.

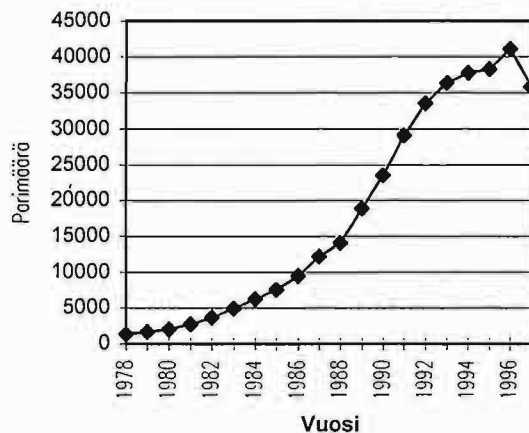
## 4.2 Pesimäkannan kehitys ja rajoitustoimet Itämeren alueella (*P. c. sinensis*)

Itämeren piirissä pesi vuonna 1995, sisämaapesinnät mukaan lukien, noin 84 000 paria *sinensis*-alalajin merimetsoa eli lähes puolet alalajin pesimäkannasta Euroopassa. Näistä arviolta 76 000 paria pesi Itämeren rannikkoalueella. Esiintymisen painopiste siirtyi Itämerelle 1980-luvun loppupuolella Tanskan, Saksan ja Ruotsin populaatioiden kasvun myötä. Kuvassa 3 on esitetty merimetson pesimäkannan kehitys kuudessa Itämeren rantavaltiossa.

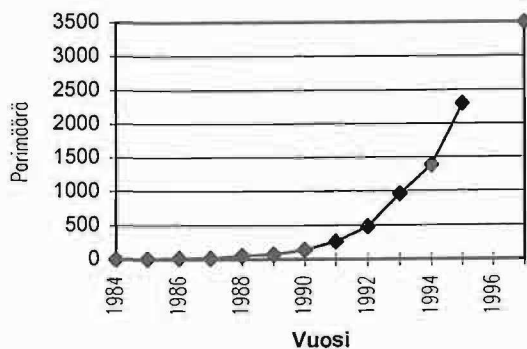
**Ruotsin pesivä merimetsokanta  
1975-1996**



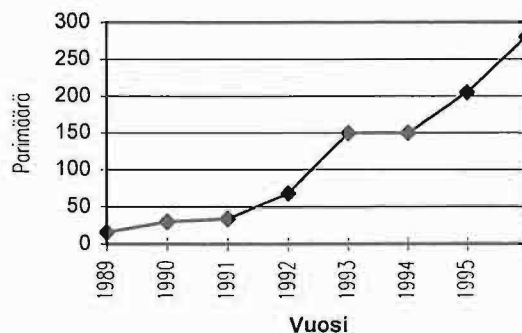
**Tanskan pesivä merimetsokanta  
1978-1997**



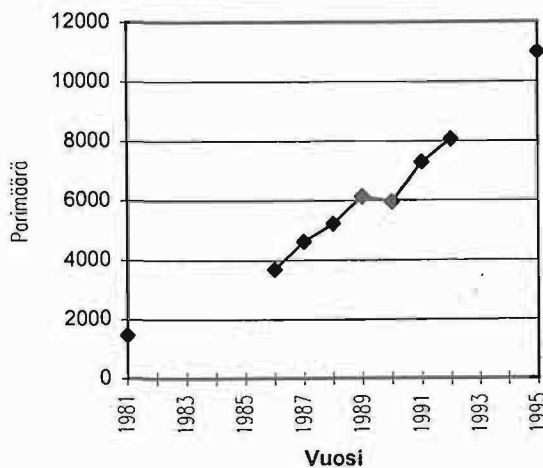
**Viron pesivä merimetsokanta  
1984-1997**



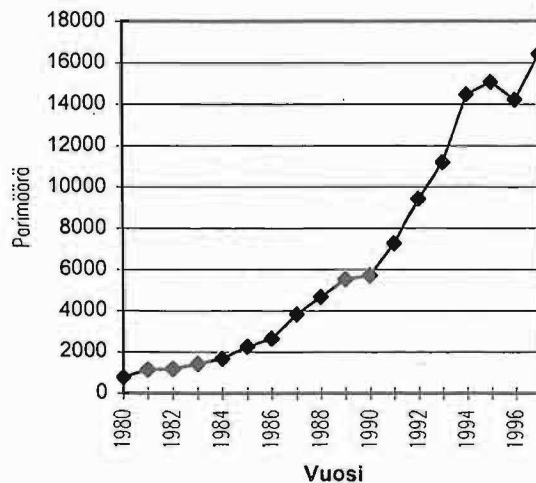
**Latvian pesivä merimetsokanta  
1989-1996**



**Puolan pesivä merimetsokanta  
1981-1995**



**Saksan pesivä merimetsokanta  
1980-1997**



Kuva 3. Merimetson (*P. c. sinensis*) pesimäkannan kehitys kuudessa Itämeren rantavaltiossa.

## Latvia

Merimetson ensipesintä (16 paria) todettiin vuonna 1989 Latvian itäosan Lubanajärven harmaahaikarayhdyskunnassa (*Ardea cinerea*), joskin pesintä on saattanut alkaa jo joitakin vuosia aiemmin. Kolonia kasvoi vähintään 150 pariin 1993. Pari pesintäyritystä todettiin 1990-luvun alussa myös sisämaan länsiosissa, mutta ainakin erään kalanviljelylammikon läheisyydessä sijainneet kaksi pesää tuhottiin. Ensimmäinen rannikkokolonia syntyi Papen puolittain uponneeseen laivanhylkyyn 1992 (1–2 paria). Latvian pesimäkanta 1995 oli vähintään 205 paria, joista Lubanajärvellä n. 150 paria ja lounaisrannikon laivanhyllyssä vähintään 55 paria. Vuonna 1996 pesimäkanta kohosi 280 pariin (T. Bregnballe, kirjall. ilm.). (Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Baumanis *et al.* 1997).

## Liettua

Vielä 1800-luvun lopulla merimetso pesi Pohjois-Liettuassa Nemunasjoen alajuoksulla, mutta ilmeisesti hävisi pesimälinnustosta 1900-luvun alussa. Liettuan itäosista löytyi vuonna 1985 pesivä pari, ja 1990 samalla alueella pesi 30 paria. Sisämaan länsiosien ensimmäinen kolonia (13 paria) löytyi harmaahaikarayhdyskunnasta 1990. Kolonia kasvoi 226 pariin 1993. Myös neljä muuta koloniaa (yht. 217 paria) syntyi vuosina 1988–92; näistäkin kaksi oli asettunut harmaahaikarayhdyskuntaan. Liettuan pesimäkannan arvio 1995 oli 800–1 000 paria, jotka kaikki pesivät sisämaassa (Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Jusys 1997, Stanevicius & Palta-navicius 1997).

## Puola

Merimetso oli Puolassa melko yleinen pesimälintu vielä 1800-luvulla, mutta ankara vaino romahdutti kannan vähitellen; 1935 oli jäljellä noin 150 paria (5 koloniaa). Merimetso rauhoitettiin vuonna 1952, ja lajin ampuminen oli sallittua vain kalanviljelylaitoksilla vuoteen 1987 saakka. Pesä tuhottiin kuitenkin laittomasti josain määrin. Kanta voimistui hitaasti jo 1940-luvun alussa, mutta taantui 1960-luvulla ja lähti uudestaan kasvuun 1970-luvulla.

Pesimäkannan voimakas kasvu alkoi 1980-luvun alussa. Vuonna 1981 pesimäkanta oli 1 470 paria (10 koloniaa) ja 1988 5 227 (n. 23). Eräillä Koillis-Puolan järvillä ja kalanviljelylammikoilla annettiin vuosina 1987–92 lupa rajoittaa pesimäkolonioiden yksilömääriä, ja yhteensä 909 yksilöä ammuttiin pääosin ennen pesinnän aloitusta. Tämä aiheutti joidenkin kolonioiden häviämisen, mutta ajoi toisaalta lintuja muihin kolonoihin ja synnytti myös uusia pesimäpaikkoja. Koska ampuminen ei tuottanut toivottua tulosta, se päätettiin lopettaa vanhoissa kolonioissa 1989, mutta kalanviljelylammikoilla merimetsojen luvanvarainen ampuminen oli edelleen sallittua. Lisäksi Koillis-Puolassa tuhottiin vuosina 1987–1990 n. 700 pesää kaatamalla pesäpuut.

Puolan pesimäkanta kasvoi kuitenkin vakaasti seuraavina vuosina: 1992 pesi 8 077 paria (n. 32 koloniaa) ja 1995 noin 11 000 (n. 40). Vuotuinen kasvu 1981–92 oli keskimäärin 14 %, joka on hieman naapurimaita alhaisempi. Tämän on arveltu johtuneen ankarammasta vainosta.

Lisääntyessään merimetsot ovat levittäytyneet yhä syvemmälle sisämaahan itään ja etelään. Vuoteen 1992 mennessä lähes kaikki koloniat pesivät puissa, enimmäkseen vesistöjen metsäsaarekkeissa. Gdanskinlahden Katy Rybackien kolonia on Puolan suurin (1992: 3 860 paria) ja lähes ainoa rannikolle asettunut. (Gromadzka & Przybysz 1991, Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Dobrowolski & Dejtrowski 1997, Mellin & Mirowska-Ibron 1997, Przybysz *et al.* 1997).

Merimetso pesi Ruotsissa 1800-luvulle saakka sekä itärannikolla että sisävesillä, vuosisadan jälkipuoliskolla enää eteläisimmässä osassa maata, ja laji hävitettiin lopulta Ruotsista 1909. Merimetso palasi pesimälinnuksi 1948 Öölannin länsipuolelle, Kalmarinsalmen eteläosaan. Harmaahaikarayhdyskuntaan syntynyt Svartön kolonia oli pitkään merimetson ainoa tukikohta (1955: n. 60 paria), kunnes Kalmarinsalmen pohjoisosiin, jälleen harmaahaikaroiden seuraan, syntyi Gåsön kolonia vuonna 1961. Svartön saari rauhoitettiin alun perin (1921) vanhan männikkönsä vuoksi, mutta myöhemmin (1974) siitä muodostettiin luonnonsuojelualue (naturreservat) merimetsokolonian suojelemiseksi. Ruotsin pesimäkanta oli vain 150–200 paria vuonna 1970, mutta kohosi 340 pariin 1975.

Pesimäkannan nopea kasvu ja levittäytyminen alkoivat 1980-luvun puolivälissä, ja uusia kolonioita syntyi Kalmarinsalmen ulkopuolelle vuodesta 1987 lähtien. Merimetso pesi 1987 ensi kertaa myös puuttomilla luodoilla. Yhteensä 14 uutta koloniaa syntyi 1988–91, useimmat puuttomille luodoille ja kolme (ensimmäinen 1989) sisämaan järvien rannamille. Vuotuinen kasvu oli Ruotsissa hyvin korkealla tasolla 1987–89, keskimäärin 36 % (32–40 %). Vuonna 1980 pesimäkanta oli 755 paria (2 koloniaa) ja vastaavasti 1985: 1785 (2), 1987: 2 470 (3) ja 1989: 4 800 (8).

Merimetson laiton vaino alkoi vuonna 1989, jolloin tuhottiin kaksi koloniaa puuttomilta luodoilta, ja Gåsön koloniassa ammuttiin noin sata pesäpoikasta. Myös 1990–91 tuhottiin muutamia kolonioita tallaamalla pesät haudontavaiheessa, ja eräissä kolonioissa lintuja ammuttiin. Öölannissa tuhottiin kolonia paikallishallinnon luvalla 1991. Seuraavina vuosina kalastajat tuhosivat laittomasti useita kolonioita vuosittain ampumalla pesäpoikasia, tuhoamalla munapesiä ja kaatamalla pesäpuita. Vuonna 1992 tuhottiin yhdeksän koloniaa kokonaan tai osittain. Toukokuussa 1993 Gåsön kolonian 600 pesäpuuta kaadettiin laittomasti, n. 3 000 pesän yli 10 000 munaa rikottiin ja n. 1 000 pesäpoikasta tapettiin. Samalla tuhoutui yli 300 harmaahaikaran pesää. Tämän seurauksena syntyi samana kesänä useita uusia kolonioita muualle Kalmarinsalmeen, missä 1993 pesi runsas puolet Ruotsin kannasta.

Vastoin ympäristöhoitoviraston (naturvårdsverket) suositusta Kalmarin lääninhallitus antoi keväällä 1994 luvan merimetson säännöstelymetsästykseen (skyddsjakt) kolmessa rannikkokunnassaan 1.3.–10.4. välisenä aikana; tällöin ammuttiin yli 1 100 yksilöä. Ympäristöhoitoviraston kantana oli 1994, että ”vain hyvin erityisissä olosuhteissa toimenpiteitä voi kohdistaa yksittäisiin kolonoihin”. Kalmarin lääninhallituksen päätöslausunnossa puolestaan vedottiin konfliktin ammattikalastajien intressien kanssa ja uhkaan ainutlaatuiselle saaristoluongolle.

Käytännössä merimetsoa sai ampua Kalmarissa 1994 melko vapaasti ympäri vuoden: yleinen sorsanmetsästys (21.8.–28.2.), säännöstelymetsästys (1.3.–10.4.) ja ammattikalastajien lupa ampua merimetsot 200 metrin säteellä kiinteistä kalanpyydyksistä (11.4.–20.8.). Kalanpyydyksiltä ammutaan arviolta 600–700 merimetsoa kaudessa. Itä-Götanmaan maakunnassa annettiin 1994 lupa rei'ittää munia yhdessä koloniassa (yli 1 600 munaa käsiteltiin), ja samana kesänä tehtiin vielä luvattomia tuhoja ainakin seitsemässä koloniassa (n. 1 300 paria). Ainoastaan luonnon- ja linnustonsuojelualueet oli rajattu metsästyksen ja muiden kannanrajoitustoimenpiteiden ulkopuolelle.

Vuotuinen kasvu hidastui 1990–91 (17–20 %) ja nopeutui taas 1992–94 (keskimäärin 30 %, vaihteluväli 21–41 %). Vuonna 1991 pesimäkanta oli 6 600 paria (17 koloniaa) ja vastaavasti 1992: 9 400 (34), 1993: 11 300 (43) ja 1994: n. 15 200 (60). Ruotsin suurin kolonia, Svartö, ei ole kasvanut enää vuoden 1988 jälkeen ja on vakiintunut noin 3 500 pariin.



Ruotsin liityttyä EU:n jäseneksi tammikuun alussa 1995 sallittiin vielä sääntelymetsästys Kalmarin läänissä 1.1.–10.4. ja 21.8.–30.9. Lisäksi Kalmarinsalmessa ja Itä-Götanmaalla sallittiin ammattikalastajien ampua merimetsoja 200 metrin säteellä kiinteistä kalanpyydyksistä 11.4.–20.8. Näin ollen laji on rauhoitettu kokonaan vain loka–joulukuussa. Kalmarin läänissä merimetsoja ammuttiin 1 740 yksilöä 1995 ja noin 1 800 munaa rei'itettiin luvanvaraisesti. Itä-Götanmaalla rei'itettiin 2 800 munaa 1995, ja 1994–96 tuhottiin vuosittain 20–50 % aloitetuista pesinnöistä. Laiton vaino on näillä alueilla yleistä.

Ruotsin pesimäkanta kasvoi 1995 enää 5–6 % ja oli noin 16 050 paria (76 koloniamaa). Parimäärästä noin 12 % (n. 1 910 paria, 29 koloniamaa) pesi sisämaan runsasravinteisilla järvillä, pohjoisessa Tukholman tasolle saakka. Suurimmassa sisämaakoloniassa pesi vajaa 1 000 paria. Pääosa kannasta pesi edelleen itärannikon saaristossa Ahvenanmeren eteläpuolella. Pohjoisin yksittäispari löytyi Hörneforsin rannikolta (Uusikaarlepyyn korkeudella), ja seuraavat (10 paria) Hudiksvallan saaristosta (Porin korkeudella). Koloniat lisääntyivät edelleen (290 paria, 3 koloniamaa) Uplannin saaristossa (Uudenkaupungin–Kustavin korkeudella), mutta vasta Tukholmasta ja Södermanlandista etelään alkoivat parimäärät kohota kohti korkeuksia. Ruotsin länsirannikolla merimetsa on harvinainen pesimälaji. Vuonna 1996 merimetsan pesimäkannaksi arvioitiin 17 930 paria (91 koloniamaa). (Risberg 1990, Lindell 1991, 1994a, 1995, Lindell & Jansson 1994, Wirdheim 1994, Lindell *et al.* 1995, Tyrberg 1995, 1996, 1997, Veldkamp 1996a, Engström 1997a, 1997b, Lindell 1997).

## Saksa

Merimetsa hävitettiin Saksan pesimälinnustosta monilta alueilta 1800-luvun aikana. Pesimäkanta pysytteli 1 000 parin tuntumassa vuosina 1960–82. Valtaosa pesi entisen Itä-Saksan alueella 1990-luvun alkuun saakka. Itä-Saksan koloniasointi sai alkunsa 1952, ja voimakas lisääntyminen alkoi 1980-luvun alussa; samalla sai 1970-luvulla alkanut sisämaan asuttaminen vauhtia. Pesimäkantaa rajoitettiin ampumalla lähinnä aikuisia lintuja kahdessa koloniassa yhteensä 765 yksilöä vuosina 1959, 1968 ja 1970–72.

Itä-Saksan pesimäkannan edelleen kasvaessa 1980-luvulla ryhdyttiin uusia kolonioita tuhoamaan, ja vanhoissa kolonioissa ammuttiin sekä aikuisia että nuoria lintuja. Tämän lisäksi ammuttiin lintuja kalanviljelylammikoilla. Vuosina 1985–91 ammuttiin kaikkiaan 10 334 yksilöä. Tämän seurauksena jotkut pienemmät koloniat hävisivät, mutta kokonaispopulaatio jatkoi kasvuaan. Vuotuinen kasvu 1980–85 oli keskimäärin 25 % (0–48 %) ja 1985–90 17 % (0–40 %). Itä-Saksan pesimäkanta 1988 oli 3 720 paria (14 koloniamaa); populaatiosta 68 % pesi rannikolla. Useimmat koloniat sijaitsivat saarilla ja järvien rantamilla, eräillä paikoin myös tulva-alueilla. Neljässä suurimmassa koloniassa merimetsot pesivät yhdessä harmaahaikaroiden kanssa. Pesimäkanta kasvoi vuosina 1990–95 keskimäärin 18 % vuodessa (8–35 %), ja 1995 Itä-Saksassa pesi 9 708 paria.

Länsi-Saksassa merimetsa pesi epäsäännöllisesti vuoteen 1977 saakka, minkä jälkeen se vakiintui ja alkoi lisääntyä vuodesta 1986 lähtien voimakkaammin kuin Itä-Saksassa. Merimetsoja sai ampua vuodesta 1985 lähtien esim. Schleswig-Holsteinin osavaltion kalanviljelylammikoilla elokuun alusta maaliskuun loppuun enintään 8 yksilöä/laitos/vuosi. Vuotuinen kasvu 1980–85 oli keskimäärin 20 % (7–31 %) ja 1985–90 jo 48 % (14–78 %). Länsi-Saksan pesimäkanta 1988 oli 961 paria (12 koloniamaa); valtaosa kannasta pesi Itämeren puoleisella rannikolla. Pesimäkannan vuotuinen kasvu 1990–95 oli keskimäärin 33 % (5–68 %), ja 1995 merimetsoja pesi 5 367 paria.

Yhdistetyn Saksan pesimäkannan vuotuinen kasvu 1980–85 oli 25 % (1–46 %) ja vastaavasti 1985–90 21 % (3–45 %) ja 1990–95 21 % (3–29 %). Kalanviljelyalueilla merimetsoja ammutaan rajoitettusti, esim. Baijerissa yhteensä 450 yksilöä vuonna 1994. Saksan pesimäkanta 1995 oli 15 075 paria (60 koloniaa) ja kohosi 16 428 pariin 1997 (T. Bregnballe, kirjall. ilm.). (Menke 1991, Zimmerman & Rutsche 1991a, Zimmerman & Rutsche 1991b, Zimmerman 1993, Knief 1994, 1996, Veldkamp 1996a, Kieckbusch & Koop 1997, Menke 1997).

## Tanska

Merimetsä hävitettiin Tanskasta vuonna 1876, minkä jälkeen se palasi pesimälinnustoon 1938. Pesimäkanta oli suurimmillaan 1955, jolloin pesi 902 paria (4 koloniaa). Vainon seurauksena 1962 oli jäljellä enää Vørsen suojelualueen kolonia (Jyllanti, syntynyt 1944), jossa pesäpoikasten ampuminen oli rajoitettu enintään 300 yksilöön vuodessa. Vørsen populaatio pysyi pienenä (alle 300 paria) vuoteen 1971 saakka, jolloin pesäpoikasten ampuminen lopetettiin. Merimetsän metsästyksessä Tanskassa luovuttiin vasta 1980, kun laji rauhoitettiin EU:n lintudirektiivin nojalla. Tästä poiketen pesimäkantaa kuitenkin rajoitettiin eräissä kolonioissa.

Populaatio kuitenkin kasvoi koko 1970-luvun, vuotuinen kasvu oli voimakaimmillaan 1972–75 (26–44 %). Myös kaksi uutta koloniaa syntyi 1972–73. Pesimäkannan kasvu hidastui 1970-luvun jälkipuoliskolla, kun Ormøn (Sjellanti) koloniaa rajoitettiin 1976–78 pesäpoikasia ampumalla (600 yksilöä, n. 20 % Tanskan poikastuotosta) ja Brændegårdin (Fyn) koloniassa kaadettiin pesäpuita 1979. Tanskan pesimäkanta kaksinkertaistui 2 000 pariin vuosina 1970–80.

Merimetsän rauhoituksen seurauksena pesimäkannan voimakas kasvu alkoi 1981. Uusia kolonioita on syntynyt vuodesta 1982 lähtien vuosittain, ja samalla osa kannasta on alkanut pesiä puiden sijasta maassa. Kannan vuotuinen kasvu 1982–89 oli keskimäärin 26 % (16–36 %). Vuonna 1982 pesimäkanta oli 3 713 paria (6 koloniaa) ja 1989 jo 18 901 paria (16 koloniaa). Ormøn kolonian rajoittaminen 1982–86 pesäpoikasia ampumalla (5 500 yksilöä, n. 9 % Tanskan poikastuotosta) hillitsi kasvua jonkin verran. Toimenpidettä perusteltiin pesimäsaaren vanhan metsän suojelulla, mutta siitä luovuttiin 1986 luonnonsuojelujärjestöjen painostuksen seurauksena. Lisäksi ammattikalastajille annettiin lupia ampua merimetsäsoja (enintään 20 yksilöä/lupa) pesimäkauden ulkopuolella.

Merimetsöjen lisääntyttä voimakkaasti 1980-luvulla, alkoivat kalastajat vaatia pesimäkannan rajoittamista. Tämä johti Tanskan kansallisen suojelu- ja toimenpidesuunnitelman valmistumiseen 1992 (Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 1992). Suunnitelma ei aseta ylärajaa populaation kasvulle ja painottaa, että kannanrajoitustoimet tulee tehdä paikallisten viranomaisten valvonnassa ja vasta sen jälkeen, kun muut keinot merimetsän aiheuttamien vahinkojen torjumiseksi eivät ole tuottaneet tulosta (Veldkamp 1996a).

Suunnitelman nojalla on vuodesta 1994 lähtien voitu estää uusien kolonioiden synty tietyille alueille (arvokas puusto tai puuttomilla luodoilla uhanalaista kasvillisuutta tai eläimistöä) ampumalla muutama aikuinen lintu kullakin kohteella pesinnän alkuvaiheessa. Lisäksi ammattikalastajilla on lupa ampua merimetsäsoja 100 metrin säteellä kiinteistä kalapyydyksistä, pesimäaikaan vähintään kilometrin etäisyydellä pesimäkolonioista. Myös kalanviljelylammikoilla voidaan lukumääriä rajoittaa ampumalla. Eräissä maahan pesivissä kolonioissa on heikennetty poikastuottoa estämällä munien kehitys öljysumutteella tai poistamalla pesistä munia. Munien rei'ittämisestä luovuttiin vuoden 1994 kokeilun jälkeen. Tällöin kolonia, jossa 3 000 munaa rei'itettiin, hylkäsi pesimäpaikan jo muutaman päivän kuluttua (siirtyen muualle pesimään) eikä palannut enää seuraavana vuonna.

Vuotuinen kasvu taantui selvästi vuoden 1991 jälkeen ja oli 1994 (37 748 paria, 37 koloniasia) enää 3,7 %. Tällöin 83 % populaatiosta pesi 12 koloniassa, kussakin 1 000–6 000 paria. Suurimmat ja useimmat koloniat sijaitsivat Itämeren puoleisen rannikon vuonomaisten lahtien saarissa, jotka ovat laajalti matalien ja kalareikkaiden vesien ympäröimät. Populaatiosta 38 % pesi puuttomilla luodoilla 1993. Tanskan pesimäkanta kohosi 41 090 pariin vuonna 1996 ja taantui 35 829 pariin 1997 (T. Bregnballe, kirjall. ilm.).

Edellä mainittujen kolmen merkittävimmän kolonian (1991: 58 % populaatiosta) taantuminen 1992–94, ja laittoman vainon lisääntyminen uusissa kolonioissa 1990-luvun alussa, selittävät Tanskan pesimäkannan kasvun hidastumisen. Todennäköisesti kannan koko vanhoissa, suurissa kolonioissa ylittyi suhteessa ravintovaroihin. Pesä ja pesäpuita hävitetään yhä laittomasti, mikä on johtanut useiden 1982–93 syntyneiden kolonioiden häviämiseen. (Hald-Mortensen 1988, Gregersen 1991a, Bregnballe & Asbirk 1995, Bregnballe & Gregersen 1995, Van Eerden & Gregersen 1995, Veldkamp 1996a, Asbirk 1997, Bregnballe & Gregersen 1997).

### Venäjä (Suomenlahti–Laatokka)

Itäisen Suomenlahden ulkosaaristoon, lähelle Suomen aluevesiä, syntyi luultavasti vuosina 1985–90 kaksi erillistä merimetsoyhdyskuntaa, jotka löydettiin samanaikaisesti vasta 1994. Tällöin ne olivat kooltaan samaa luokkaa kuin 1995, jolloin niissä pesi noin 1 000–1 300 paria: Bolsoj Fiskarin saariston (12 km Suomen rajalta) neljällä luodolla n. 850–1 150 paria ja Dolgij Rifin saarilla (vain puoli km Suomen rajalta) 144 paria.

Bolsoj Fiskarin kolonian on arveltu syntyneen 1989–90 ja Dolgij Rifin jo 1985–1987. Fiskarin kolonian pesät sijaitsivat saarten rantakivikoissa lohkaraitten välissä ja Dolgij Rifin pääosin kivikoissa, mutta myös puissa. Kolonioiden parimäärä ei laskettu vuosina 1996–97 (Anna Gaginskaya, kirjall. ilm.).

Seiskarin lähistön puuttomalta luodolta löytyi 1995 useita merimetson pesiä. Toukokuussa 1997 havaittiin levähtävien vesilintujen lentolaskennoissa Seiskarin pohjoiskärjen pienellä luodolla joitakin kymmeniä pesiä. Laskennat kattoivat suurimman osan Suomenlahden pohjukasta Lavansaaren itäpuolella (Leivo 1997).

Narvan pohjoispuolella, Kurkolan niemimaan (Kurgolovski poluostrov) edustan luodolla pesi 4 merimetsoparia 1995. (Ossipov & Gaginskaja 1994, Gaginskaya 1995, Veldkamp 1996a).

Laatokan luoteisosan saaristossa havaittiin 1990-luvun alun kesinä 3–4 merimetsoparia, ja aluetta pidetään potentiaalisena pesimäpaikkana (Red Data Book of Karelia 1995). Merimetso pesi Laatokan itäosassa jo aiemmin 1910-luvulla. Kurkin saaren kalliojyrkänteeltä löytyi kesällä 1910 pesä ja lähes lentokykyinen poikanen, ja paikallisten asukkaiden mukaan merimetso pesi jyrkänteellä useina vuosina 1909–15. On mahdollista, että Laatokalla pesineet merimetsot edustavat nimialalajia. (Palmgren 1917, ks. myös Anon. 1911, Hildén 1921, Paatela 1947).

### Viro

Merimetson ensipesintä Virossa todettiin Suomenlahden Malusi-saarilla Tallinnan itäpuolella vuonna 1983. Itäisellä Suomenlahdella pesi merimetsopari myös vuosina 1985–86. Laji alkoi pesiä Matsalun luonnonsuojelualueen Väinämeren saarilla 1984 (6 paria). Tämän yhä tärkeimmän esiintymän (2–3 luotoa) parimäärä kohosi nopeasti 55 parista 1988 lähes 1 900 pariin 1997. Kolonian vuotuinen kasvu oli keskimäärin 56 % (19–78 %) 1992–95.

Uusia kolonioita alkoi ilmaantua vuodesta 1992 lähtien, ja 1993 Saarenmaan etelärannikon luodoilla pesi 42 paria (2 koloniasia). Myös Riianlahdella Pärnun lähistön Sorgu-luodolla pesi 30 paria. Ensimmäiset pienet koloniat (2–10 paria)

ilmaantuivat Hiidenmaan lähetyville 1994, ja samana vuonna todettiin ensimmäinen sisämaapesintä Vörtsjärvellä (8 paria). Saarenmaan koloniat käsittivät 1997 jo 1 130 paria. Myös Itäisellä Suomenlahdella kanta vahvistui: Louna-Uhtju-luodolla pesi n. 300 paria 1997 (Eve Mägi, kirjall. ilm.).

Viron pesimäkanta 1993 oli 965 paria (5 koloniaa) ja 1994 1 390 (8). Läntisen Viron pesimäkanta 1997 oli 3 110 paria (5 koloniaa) ja Viron kokonaiskanta noin 3 500 paria (Eve Mägi, kirjall. ilm.). Lähes kaikki pesät ovat sijainneet pienillä luodoilla ja enimmäkseen maassa. (Paakspuu & Mägi 1994, Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Lilleleht 1997).

### 4.3 Suomen ensimmäiset pesinnät (*P. c. sinensis*)

Merimetson kesäiset levähtäjämäärät ovat lisääntyneet voimakkaasti viime vuosina Suomen- ja Pohjanlahden ulkosaaristoissa sekä Saaristomerellä. Myös vanhojen, pesimäpukuisten yksilöiden osuus on kasvanut eräillä alueilla parin viime vuoden aikana, mikä viittaa pesimäpaikkojen lisääntymiseen lähivuosina. Aiemmin merimetson runsaita kesäkerääntymiä on havaittu Ahvenanmaan saaristossa 1980-luvun alkupuolella, jolloin (1981) löytyi myös keskeneräinen merimetson pesä alueen pohjoisosista (T. Stjernberg, suull. ilm.). Jostain syystä merimetson kesäesiintymät Ahvenanmaalla kuitenkin taantuivat saman vuosikymmenen jälkipuoliskolla, eikä entisenlaisia määriä tavata vielä.

Suomen ensimmäiset merimetsojen pesinnät (10 paria) todettiin kesällä 1996 Tammisaaren saariston puuttomalla räyskäluodolla. Vuonna 1997 kolonia siirtyi kokonaisuudessaan harmaalokkiluodolle kaksi kilometriä itäkoilliseen; samalla pesivien parien lukumäärä yli kaksinkertaistui. Lisäksi uusi pienikokoinen yhdyskunta ilmaantui Itäiselle Suomenlahdelle Pernajaan, maamme tärkeimmälle ruokki- ja etelänkiislaluodolle. Pesivien merimetsojen kokonaismäärä 1997 oli 24 paria. Näiden lisäksi löytyi Saaristomereltä merimetsojen valloittama luoto ja muutamia valmis mutta tyhjiä pesiä. Merimetso on Suomessa rauhoitettu.

#### **Vuosi 1996: 10 paria (1 kolonia)**

Blekharun (Tammisaari). Jussarön itäinen saaristo. Puuton ulkosaariston kallioluoto, jolla rehevää lintusaarikasvillisuutta. Suurikokoisen räyskäkolonian (lähes 100 paria) vuoksi luodon pesimälinnustoa on seurattu tiiviisti 1970-luvulta alkaen.

Suomen ensimmäinen onnistunut pesintä todettiin ensi kerran 23.5., jolloin havaittiin 25 aikuista lintua ja viisi pesää, joista kahdessa oli munat. 11.7. havaittiin 160 aikuista lintua ja 10 asuttua pesää, joista osassa poikasia. Myös merimetson pesimättömien kihlaparien rakentamia keskeneräisiä pesiä todettiin useita. Merimetsojen pesät sijoittuivat luodon lakialueelle keskelle räyskäkoloniaa. 20.7. oli paikalla 200 aikuista lintua ja kuusi poikasta (pesä- ja maastopoikasia) sekä viisi kuollutta poikasta (J. Palmgren, suull. ilm.).

Pesintä oli sikäli yllättävä, ettei merimetsoja havaittu luodolla aiempina vuosina. Tosin kolmen kilometrin päässä Sköldharukobbarna-kallioluodoilla on havaittu aiemmin pieniä kesäkerääntymiä, esim. kesäkuussa 1994 muutamia yksilöitä.



#### **Vuosi 1997: 24 paria (2 koloniaa)**

Sköldharun (Tammisaari) 22 paria. Jussarön itäinen saaristo. Lähes puuton ulkosaariston kallioluoto, jonka rannoilla vähän somerikkoo ja rotkomainen halkeama, keskiosissa matalaa katajikkoo. Luodon pesimälinnustoa on seurattu 1980-luvulta alkaen lокkilintujen pesäpoikasrengastusten yhteydessä. Vuoden 1994 pesimälinnustoa: merihanhi (1 pari), sinisorsa (1), tukkasotka (2), haahka (70), isokoskelo (1), meriharakka (1), kalalokki (1–2), selkälokki (1), harmaalokki (130), merilokki (2) ja riskilä (6).

Blekharunin kolonian merimetsot kantoivat keväällä 1997 edellisvuoden pesätarpeensa pois luodolta kahden kilometrin päähän Sköldharunille. Pesät sijoittuivat luodon kalliohalkeaman reunoille. 21.5. paikalla oli 160 aikuista lintua. 15.6. havaittiin 22 asuttua ja kaksi tyhjää pesää. Pesistä kuudessa oli vain munia (2–4, yht. 19), viidessä munia ja poikasia (3–5, yht. 11 munaa ja 8 poikasta) sekä 11:ssä vain poikasia (1–4, yht. 38). Munia ja poikasia oli siis yhteensä 76. Seuraavalla käynnillä 3.7. havaittiin 35 poikasta, joista kuusi oli poistunut pesästä. Lisäksi löytyi yksi kuollut poikanen (J. Palmgren, kirjall. ilm.).

Haverören (Pernaja) 2 paria. Pernajan ulkosaaristo. Yksityinen luonnonsuojelualue (Aspskärs linnustonsuojelualue). Maihinnousu kielletty 15.4.–15.8. Louhikkoinen, puuton (vähän katajikkoo) ja matala ulkoluoto, jolla pesii eräs maamme merkittävimmistä ruokkiyhdykskunnista ja tärkein etelänkiislayhdyskunta. Luodon pesimälinnustoa on seurattu tiiviisti 1950-luvulta lähtien. Vuoden 1997 pesimälinnustoa: kyhmyjoutsen (1 pari), tukkasotka (1–3), haahka (alle 10), selkälokki (3), harmaalokki (316), merilokki (2), ruokki (650), etelänkiisla (21), riskilä (125) ja varis (1).

Juhannuksena löytyi kaksi pesää, joissa molemmissa kolme munaa, sekä yksi tyhjä pesä. Kaksi pesistä oli katajien ja kivien lomassa ja yksi kuivassa katajassa. 29.6. toisessa asutuista pesistä oli kolme poikasta, toisessa poikanen ja kaksi munaa. 19.7. pesissä oli poikasia kolme ja yksi, jotka kaikki rengastettiin. Tällöin tyhjällä pesällä oli soidintava pariskunta. Aikuisia lintuja havaittiin kesällä enimmillään 60 yksilöä (J. Ruoho, suull. ilm.).

Klovaskär (Dragsfjärd). Vänöfjärden, Saaristomeren kansallispuisto. Puuton ulkosaariston kallioluoto, jonka keskellä kasvaa vähän katajikkoo. Pesimälinnustoon kuuluu mm. haahkoja (5–10 paria), harmaalokkikolonia (noin 40) ja merilokkeja (2–4).

Klovaskärillä havaittiin 12.7. viisi valmista mutta tyhjää ja kolme kesken-eräistä merimetsan pesää, joista yksi oli kookas, mahdollisesti jo edellisenä vuonna rakennettu. Lisäksi paikalla oli 80 aikuista lintua. Pesät olivat kallioalustalla. Vaikka pesintää ei varmasti todettu, on se ollut hyvinkin mahdollista 1997. Vuoden 1994 inventoinneissa ei merimetsoja havaittu (M. Nordström & W. Velmala, suull. ilm.).

### **4.4 Pesimäkannan kehitys ja rajoitustoimet muualla Euroopassa (*P. c. carbo* & *sinensis*)**

Merimetsan pesimäkannan kehitystä on seurattu melko tarkasti lähes koko Euroopassa. Nimialalajin seuranta on kuitenkin vaikeuttanut sijainniltaan ja luonnolosuhteiltaan vaikeapääsyiset pesimäpaikat, mistä johtuen vuosittaisiin pesimäkannan arviointeihin ei ole ollut mahdollisuuksia. Puutteellisin tunnetut alueet sijaitsevat kuitenkin Kaakkois-Euroopassa *sinensis*-alalajin esiintymisalueilla.



**Valtiot tai alueet, joiden merimetsokanta on puutteellisesti tunnettu:**

**Albania** (*sinensis*): Kunen koloniassa pesi 1950-luvun alussa 400–500 paria, mutta kolonia hävitettiin vähitellen kokonaan 1990-luvun alkuun mennessä.

**Islanti** (*carbo*): 3 500 paria 1975 (Gardarsson 1979) ja 2 539 paria 1994 (Bosch 1998).

**Entinen Jugoslavia** (*sinensis*): n. 700 paria (2 koloniaa) 1975 ja 1 923 (6) 1984 (Muzinic & Mikuska 1986, Veldkamp 1996a). Ainakin Sloveniassa talvehtivien merimetsojen yöpymispaikat ovat epävakaita vainon takia (Geister 1997).

**Kreikka** (*sinensis*): 540–570 paria 1971 (Cramp & Simmons 1977) ja 600–1 000 paria 1995 (Bosch 1998).

**Moldova** (*sinensis*): harvinainen pesimälaji 1960–70-luvuilla, vuonna 1982 pesi 600–650 paria (Anon. 1992) ja 1990 3 000–5 000 paria (Bosch 1998).

**Turkki** (*sinensis*): 1 600–3 000 paria koko maassa 1990 (Hagemeijer & Blair 1997).

**Venäjä:** Etelä-Venäjän Mustanmeren–Asovanmeren ja Kaspianmeren rannikon pesimäkanta (*sinensis*) ei ole tiedossa. Kuolan niemimaan ja Vienanmeren alueella (*carbo*) tiedetään ainakin Kantalahdella (Kandalakškaja guba) pesinnän alkaneen vuonna 1962 ja Äänislahdella (Onezhskaja guba) 1980-luvulla. Kantalahden populaatio kasvoi vähintään 150 pariin 1980-luvun lopulla ja Äänislahden 12–14 pariin 1990-luvun alkupuolella (Red Data Book of Karelia 1995, Veldkamp 1996a, Bianki *et al.* 1997).

**Valtiot tai alueet, joiden merimetsokanta on hyvin tunnettu:**

**Belgia** (*sinensis*)

Merimetson tiedetään pesineen Belgiassa ainakin 1910-luvulta alkaen: koloniassa pesi enimmillään 100 paria vuonna 1944, mutta vain 30 paria 1950. Lopulta kolonia hävitettiin 1953, ja samana vuonna pesi uudessa koloniassa n. 60 paria. Tämän kolonian pesäpuut kaadettiin 1956, jonka seurauksena se muutti harmaahaikarayhdyskuntaan. Lisäksi eräs vanha kolonia, jossa pesi 127 paria 1943, hylättiin sodan melskeessä. Muutama pari alkoi pesiä samalla paikalla uudelleen vuonna 1961.

Merimetso hävisi pesimälinnustosta pääosin vainon seurauksena vuonna 1964. Tämän jälkeen todettiin joitakin yksittäisiä pesintäyrittäjiä 1980-luvulla, ja merimetso alkoi pesiä säännöllisesti vasta vuodesta 1992 alkaen (8 paria). Vuonna 1993 Belgian pesimäkanta oli 51 paria (3 koloniaa) ja vastaavasti 1994 195 (7), 1995 272 (7) ja 1997 346 paria. (Bauer & Glutz von Blotzheim 1966, Veldkamp 1996a, Devos & Ulenaers 1997).

**Bulgaria** (*sinensis*)

Merimetso oli yleinen pesimälintu Tonavalla ja Mustanmeren rannikolla 1950-luvulle saakka. Kosteikkojen kuivatus ja kalastajien vaino heikensivät pesimäkantoja seuraavina vuosikymmeninä, ja vuonna 1979 Bulgariassa pesi enää 339 paria. Rannikolta merimetso oli hävinnyt, ja Tonavalla oli jäljellä kolme pesimäaluetta.

Tonavan pesimäkannat alkoivat kasvaa 1980-luvulla, ja 1982 merimetso alkoi jälleen pesiä Mustanmeren rannikolla. Bulgarian pesimäkanta 1990 oli 500–700 paria ja 1993 n. 1 300 paria. Merimetsaa saa ampua kalanviljelylaitoksilla 1.9.–31.1. välisenä aikana. (Veldkamp 1996a, Ivanov *et al.* 1997).

### Hollanti (*sinensis*)

Hollanti on ollut läpi 1900-luvun merimetson *sinensis* -alalajin tärkeimpiä esiintymisalueita Euroopassa, huolimatta lajin ankarasta vainosta. Pesimäkannan arvio vuosina 1918–19 oli n. 3 000 paria. Parimäärä väheni 1 100–1 200 pariin vuoteen 1926 mennessä, jolloin lajin asemaa Hollannissa pidettiin jo uhattuna. Luonnonmuistomerkkien suojeluyhdistys rauhoitti tällöin IJsselmeerin Wanneperveen merimetsokolonian, joka alkoi nopeasti elpyä ja kasvoi 2 200 pariin 1938. Muita kolonioita vainottiin ankarasti 1930-luvun alussa, mutta Hollannin pesimäkanta kasvoi 4 000 parin tuntumaan vuosikymmenen loppupuolella.

Toisen maailmansodan aikana myös Wanneperveen koloniaa häirittiin rajusti (esim. 1941–44 vähintään 8 400 poikasta tapettiin ravinnoksi), minkä seurauksena syntyi useita uusia pesimäpaikkoja, jotka puolestaan tuhottiin vuoron perään 1942–46. Wanneperveen kolonia syntyi uudestaan, ja siinä pesi n. 2 000 paria 1950, minkä jälkeen se alkoi taantua, kunnes käsitti enää 50 paria 1970. Kolonian ruokailualueista oli osa kuivattu ja osa, Rein- ja Meusejokien sedimentaatio-alueet, olivat etenkin 1960-luvulla vahvasti saastuneita. Kolonia alkoi elpyä taas 1970-luvulla samoihin aikoihin, kun haitallisimpien tuholaismyrkkujen käyttö kiellettiin. IJsselmeerin patojärven alueelle vakiintui 1947 myös Naardermeerin kolonia, joka kasvoi pian yli 1 000 pariin. Kolonian parimäärää yritettiin rajoittaa huonolla menestyksellä. Lopulta merimetso rauhoitettiin kokonaan 1965, ja Naardermeerin kolonia kasvoi vuoteen 1970 mennessä 2 000 pariin.

Uusia merkittäviä merimetsokolonioita syntyi vasta 1978 ja 1985, jälleen IJsselmeerin lähetyville, ja Hollannin pesimäkanta alkoi nopeasti kasvaa. Vuonna 1978 pesimäkanta oli 4 470 paria (5 koloniaa) ja 1993 20 535 paria (27 koloniaa). IJsselmeriä ruokailualueenaan käyttävä kannanos koki romahduksen vuonna 1994 parimäärän laskiessa 42 % edellisvuodesta. Tämän seurauksena Hollannin pesimäkanta taantui hieman yli 14 000 pariin. Pesimäkanta elpyi jonkin verran seuraavina vuosina ja oli 16 950 paria vuonna 1997 (T. Bregnballe, kirjall. ilm.). Hiljattain merimetsot ovat alkaneet pesiä lisääntyvässä määrin Hollannin Pohjanmeren rannikolla. (Veldkamp 1986, Zijlstra & Van Eerden 1991, Van Eerden & Gregersen 1995, Van Eerden & Zijlstra 1995, Veldkamp 1996a).

### Irlanti (*carbo*)

Irlannissa merimetson pesimäkanta on yli kaksinkertaistunut laskentakausien 1969–70 (1 865 paria) ja 1986–87 (4 700 paria) välillä. Tähän on saattanut vaikuttaa merimetson täysrauhotus vuodesta 1976 sekä särjen (*Rutilus rutilus*) levittäytyminen Irlannin vesistöihin. Merimetsista n. 10 % pesi sisämaassa vuosina 1986–87, ja puihin pesivät koloniat olivat levittäytyneet melko laajalle alueelle.

Pohjois-Irlannissa maksettiin merimetsosta tapporahaa vielä 1966, jota edeltävällä kymmenen vuoden jaksolla tapettiin 3 400 yksilöä. Irlannissa tapporahasta luovuttiin vasta 1976, ja 1973–76 ammuttiin 3 527 yksilöä. Irlannissa ammutaan nykyään luvanvaraisesti pieniä määriä merimetsoja kalanviljelylaitoksilla. (McDonald 1987, Kennedy & Greer 1988, Lloyd *et al.* 1991, Sellers 1991, 1993, McCarthy *et al.* 1993, Veldkamp 1996a).

### Iso-Britannia (*carbo* & *sinensis*)

Ison-Britannian merimetsopopulaatio koostui pitkään lähes pelkästään nimialalajin *P. c. carbo* rannikkokannoista, joskin pieniä puissa pesiviä sisämaakolonioita on esiintynyt aika ajoin. Ensimmäiset *sinensis*-alalajin pesinnät todettiin rengaslöytöjen perusteella kolmessa *carbo*-alalajin koloniassa eteläisessä Englannissa vuonna 1993.

Merimetsoa vainottiin laajalti Isossa-Britanniassa ennen sen rauhoittamista vuonna 1981. Kalanviljelylaitoksille myönnetään nykyään tappolupia vakaviksi luokitelluissa tapauksissa. Merimetsan pesimäkanta kasvoi 12,5 % laskentakausien 1969–70 (6 400 paria) ja 1985–87 (7 200 paria) välillä, keskimäärin 3 % vuodessa.

Voimakkaimmin (51 %) pesimäkanta kasvoi Englannissa. Ainoastaan Skotlannin pohjoisosien merimetsokanta taantui 1970–80-luvuilla n. 20 %, mitä pidetään ainutlaatuisena Länsi-Euroopassa. Skotlannissa kalanviljelyteollisuus kehittyi nopeasti 1980-luvulla. Merimetsoja tapettiin luvanvaraisesti pääosin jokivarsien lohenviljelylaitoksilla 400–800 yksilöä vuosittain 1983–91. Laitonta tappamista esiintyy jonkin verran, ja on arvioitu, että kaikkiaan noin 1 640 merimetsoa (n. 20 % Skotlannin pesimäpopulaatiosta) tapettiin vuosittain 1984–87. Näin siitä huolimatta, että kalanviljelyteollisuuden ohjeisto (SSGA 1990) suosittelee muita keinoja merimetsojen karkottamiseksi. Ison-Britannian hallitus suosittelee ongelman ratkaisemiseksi pelotusammuntaa kalanviljelylaitoksilla. Skotlannin lisäksi myös Englannissa on myönnetty tappolupia vuodesta 1993 lähtien. (Sellers 1991, 1993, Carss 1994, Carter 1994, Debout *et al.* 1995, Kirby *et al.* 1996, 1997, Veldkamp 1996a, Ekins 1997, Kirby & Sellers 1997).

### Italia (*sinensis*)

Merimetsa hävisi Italian manneralueen pesimälinnustosta luultavasti 1900-luvun ensi vuosikymmeninä Tyrrhenanmeren rannikkokosteikoiden kuivatusten yhteydessä. Ainoastaan Sardiniassa säilyi pieni merimetsokolonia, jossa pesi 1980-luvun lopulla alle 70 paria.

Italian manneralueen ensimmäinen pysyvä merimetsokolonia, Val Campotto, syntyi Pon suistoon 1985 (1 pari) ja kasvoi nopeasti 140 pariin 1989. Koloniassa pesi 270 paria 1993. Val Campotton kasvun seurauksena Italian pesimäkanta lähes kaksinkertaistui vuosina 1989–92. Joitakin epäonnistuneita pesintäyrityksiä todettiin uusilla paikoilla 1980-luvulla, ja 1992 löytyi Pohjois-Italiasta ja Sisiliasta pieni kolonia (32 ja 5 paria). Lisäksi muutama merimetsopari asettui haikarayhdyskuntaan Pohjois-Italiassa 1993, mutta pesäpuut kaadettiin valikoivasti haudonta-aikana. Sopivien pesimäpaikkojen puute ja häirintä ilmeisesti rajoittavat uusien kolonioiden syntyä. Italian pesimäkanta 1995 oli 493 paria (4 koloniaa). (Baccetti 1991, Grieco 1994, Veldkamp 1996a, Baccetti 1997).

### Itävalta (*sinensis*)

Itävallassa merimetsoja pesi Tonavalla yli 200 paria 1800-luvun lopulla. Wienin lähellä sijainnut 250–300 parin kolonia hävisi vuonna 1927 todennäköisesti voimakkaan metsästyksen seurauksena. Merimetsa ilmeisesti puuttui Itävallan pesimälajistosta vuosina 1928–40. Kaksi uutta koloniaa syntyi 1940-luvulla, ja 1963–71 havaittiin yhdeksän pesintäyritystä. Laji kuitenkin hävitettiin Itävallasta ensin pohjoisosista 1955 ja eteläosista 1971. Viisi pesintäyritystä on todettu vuosina 1983–88, mutta vain Marchjoella pesintä onnistui 1988 (3–4 paria) (Steiner 1988, Pfitzner 1993, Straka 1993, Jungwirth *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

## Norja (*carbo*)

Merimetson pesimäkannat kasvoivat selvästi Keski-Norjan rannikolla 1980-luvun alussa huipentuen 1985, jolloin koko maassa pesi 21 000 paria, ja lyhyen taantumavaiheen jälkeen tapahtui uusi kasvu 1991–92. Keski-Norjan pesimäkanta kasvoi 55 % vuosina 1987–92, ja koko maan pesimäkanta 1992 oli 24 000 paria, ilmeisesti vahvin koko 1900-luvulla. Pesimäkannasta 75 % pesi Keski-Norjassa. Ensimmäiset *sinensis*-alalajin pesinnät todettiin Norjassa 1997 (Thomas Bregnballe, kirjall. ilm.).

Taantuma Ruijan alueella 1985–87 johtui osittain pesimäaikaisen pääravinto-kohteen villakuoreen (*Mallotus villosus*) kantojen romahtamisesta Barentsinmerellä sekä alhaisista talvilämpötiloista, mikä puolestaan heikensi merimetsolle ympärivuotisesti tärkeiden turskien (*Gadidae*) vuosiluokkia. Tällöin Ruijan merimetsokanta väheni joillain alueilla jopa 65–80 % ja oli 1990-luvun alkupuolella yhä 33 % alempi kuin vuonna 1985.

Vielä 1930-luvulla kerättiin Norjassa monin paikoin merimetson munia ja poikasia ravinnoksi. Lajia metsästettiin melko runsaasti ainakin vielä 1970-luvulla; talvina 1971–79 yhteensä n. 20 000 meri- ja karimetsoa ammuttiin vuosittain. Sitten merimetsa on rauhoitettu maan etelä- ja pohjoisosissa, mutta laiton tappamista esiintyy jossain määrin. (Barrett & Vader 1984, Røv 1991, Røv & Nygård 1994, Debout *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Røv 1997).

## Ranska (*carbo* & *sinensis*)

Merimetsoja pesi Pohjois-Ranskan rannikolla vain 60 paria 1800-luvun lopulla. Edelleen jatkuva kasvukausi alkoi 1950-luvun lopulla, ja vuonna 1968 pesimäkanta oli kasvanut 237 pariin (*carbo*). Populaatio alkoi kasvaa voimakkaammin vuoden 1975 jälkeen, kun merimetsa sai lainsuojan. Vuotuinen kasvu oli enimmillään keskimäärin 13 % 1985–88, mutta vuosikymmenen vaihteessa enää 2 %. Pesimäkanta 1988 oli 1 600 paria (*carbo*), ja karkea arvio 1995 lähes 3 000 paria (*carbo* & *sinensis*), joista sisämaassa pesi n. 950 paria. Vuodesta 1993 lähtien on Ranskassa myönnetty rajoitettuja lupia ampua merimetsoja kalanviljelylammikoilla, mikä on vähentänyt ainakin talvehtivien yksilöiden määriä näillä alueilla (Marion 1991, Debout *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

## Romania (*sinensis*)

Merimetson pesimäkantaa pidettiin Romaniassa 1970-luvulle tultaessa nopeasti taantuvana kalastajien harjoittaman vainon johdosta. Romanian puoleisen Tonavan suiston kymmenen suuren merimetsokolonian kantoja on seurattu systemaattisesti vuodesta 1980 lähtien, jolloin alueella pesi 4 150 paria. Pesimäkanta kohosi 1980–87 yhteensä 207 % ja oli suurimmillaan 1987–89, minkä jälkeen se taantui jonkin verran. Romanian pesimäkannaksi 1995 arvioitiin 15 000 paria (Veldkamp 1996a, Gogu-Bogdan & Marinov 1997).

## Slovakia ja Tšekki (*sinensis*)

Merimetsa pesi säännöllisesti Tonavan varrella Slovakiassa vuoteen 1962 saakka, jolloin aikanaan elinvoimainen populaatio – 1930-luvulla n. 1 500 paria – hävisi pitkällisen vainon seurauksena. Paluu Slovakiaan tapahtui vasta 1991 (30 paria). Tšekistä merimetsa hävisi 1947 ja palasi pesimälinnuksi Määriin 1982 (32 paria), ja Böömiin 1983 (3 paria).



Entisen Tšekkoslovakian alueen pesimäkanta kohosi nopeasti 1980-luvulla. Vuonna 1985 pesimäkanta oli 120 paria ja vastaavasti 1986: 246, 1987: 453, 1989: 613 ja 1991: 712. Tšekissä uusien kolonioiden synty kuitenkin estettiin järjestelmällisesti pelottamalla linnut pois muninta-aikaan, ja vuodesta 1987 on seitsemän pesimäpaikkaa hylätty tämän vuoksi. Vuonna 1991 oli jäljellä ainoastaan kaksi täysin rauhoitettua koloniaa. Tšekissä merimetson ampuminen on sallittu ympäri vuoden. Tšekin–Slovakian alueen pesimäkanta taantui vuoden 1991 jälkeen ja oli 1995 enää 425–490 paria. (Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Musil & Janda 1997).

#### **Ukraina (*sinensis*)**

Merimetson tiedetään pesineen Ukrainassa ainakin 1800-luvun puolivälistä lähtien. Laji oli yleinen pesimälintu Araljärvellä ja suurten jokien suistoissa 1930-luvulta alkaen, mutta merimetsoa vainottiin ankarasti kalakantojen lisäämiseksi. Volgan suistossa tuhottiin pesiä ja ammuttiin lintuja pesimäkolonioissa, ruokailualueilla sekä levähdyspaikoilla, ja vuosina 1936–49 hävitettiin kaikkiaan 123 000 merimetsoa, joista 17 000 täysikasvuista lintua. Araljärvellä tuhottiin 42 435 pesäpoikasta ja 9 250 munaa vuosina 1947–48. Lisäksi muilla suistoalueilla ammuttiin 4 000 yksilöä. Merimetsokannat romahtivatkin nopeasti, ja lajista tuli 1950-luvulla harvinaisuus Ukrainassa.

Merimetson pesimäkanta vahvistui vähitellen 1960–70-luvuilla, ja nopea kasvu alkoi 1985. Pesimäkanta vaihteli 1 000–4 500 pariin 1984–87, mutta jo 1993 kannaksi arvioitiin noin 24 000 paria. Suurin osa merimetsoista pesii Ukrainan eteläosissa Mustanmeren rannikon saarissa ja suurten jokien (Tonava, Dnepr, Dnestr) suistoissa. Joitakin pienempiä kolonioita on löydetty sisämaasta. (Veldkamp 1996a, Koshelev 1997, Poluda *et al.* 1997).

#### **Unkari (*sinensis*)**

Merimetso esiintyi Unkarissa pitkään ainoastaan Balatonjärvellä, missä vuonna 1947 pesi 5–10 paria ja vastaavasti 1954–57: 110–172, 1971: 289 ja 1972: 149. Balatonjärven kanta kasvoi jonkin verran 1970-luvulla, nopean kasvun ajoittuessa 1980-luvulle, ja 1985 pesimäkanta oli kasvanut 2 000 pariin. Pesimäkolonioita syntyi 1980-luvulla muuallekin Unkariin, ja kokonaiskannaksi 1985 arvioitiin n. 3 000 paria. Tällöin ryhdyttiin myös kannanrajoituksiin.

Unkarin pesimäkannaksi arvioitiin 1990-luvun alussa n. 2 300 paria, joista Balatonjärvellä 1 200 paria, Theissjoella 700 paria, Tonavalla 350 paria ja Hortobágyllä 50 paria. (Bauer & Glutz von Blotzheim 1966, Cramp & Simmons 1977, Gere & Andrikovics 1992, Veldkamp 1996a).

#### **Valko-Venäjä (*sinensis*)**

Merimetso pesi Valko-Venäjällä vielä 1800-luvulla, mutta hävisi pesimälinnustosta 1900-luvun alkuun mennessä. Laji palasi vuonna 1988, jolloin 8 merimetsoparia asettui Lanjoen suureen harmaahaikaräyhdyksuntaan. Kolonia kasvoi 309 pariin 1993. Valko-Venäjän pesimäkanta 1994 oli n. 450 paria (7 koloniaa) ja kasvoi 850 pariin (8 koloniaa) 1995 (Veldkamp 1996a, Samusenko *et al.* 1997).

## 5.1 *P. c. sinensis*

Merimetson *sinensis*-alalajin pohjoisten ja itäisten populaatioiden yksilöt ovat aitoja muuttolintuja, kun taas etelämpänä pesivät ovat osittaismuuttajia tai paikkalintuja. Itämeren alueella pesivät merimetsot ovat enimmäkseen muuttolintuja, vaikkakin esimerkiksi Tanskassa yhä useammat koloniat ovat asuttuja ympäri vuoden. Kylminä talvina suurin osa Tanskan pesimäkannasta muuttaa etelämmäksi, ja tilalle saapuu nimialalajin edustajia Itämeren pohjoisemmista osista (esim. Van Eerden *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Laursen *et al.* 1997).

Tanskalaisista merimetsoista 5–10 % talvehti 1980-luvulla pesimäalueidensa tuntumassa Itämerellä ja 55 % muutti Välimerelle, pääosin Ranskan ja Italian rannikoille, mutta myös Algeriaan ja Tunisiaan (Gregersen 1991b).

Rengaslöytöjen perusteella Ruotsin Kalmarinsalmessa pesivät merimetsot (1980–93 yht. 975 poikasrengastusta, joista 33 talvilöytöä) muuttavat Keski-Euroopan yli enimmäkseen Välimeren alueelle Algeriaan ja Tunisiaan sekä Adrianmerelle. Pohjoisin talvilöytö on Tanskasta, läntisin Ranskan keskiosista ja itäisin Kreikasta (Lindell & Jansson 1994).

Ruotsissa Kalmarinsalmen Svartön kolonian merimetsoista osa saapuu leutojen talvien jälkeen pesimäpaikalle jo helmikuun alkupuolella, mutta jäätalvien jälkeen vasta maaliskuun lopulla. Yleensä suuri osa pesijöistä saapuu muutaman päivän tai yhden viikon kuluessa. Tämän jälkeen saapuminen hidastuu, ja uusia yksilöitä ilmestyy vielä pitkin huhtikuuta. Viimeisinä tulevat yleensä nuoret ensipesijät. Syksyllä pääosa Kalmarinsalmen merimetsoista lähtee muutolle syyskuun alkuun mennessä. Rengaslöytöjen perusteella oma pesimäkanta ei talvehdi Ruotsin alueella, vaan talvikanta koostuu enimmäkseen Jäämeren *carbo*-alalajin populaatioista (Lindell & Jansson 1994).

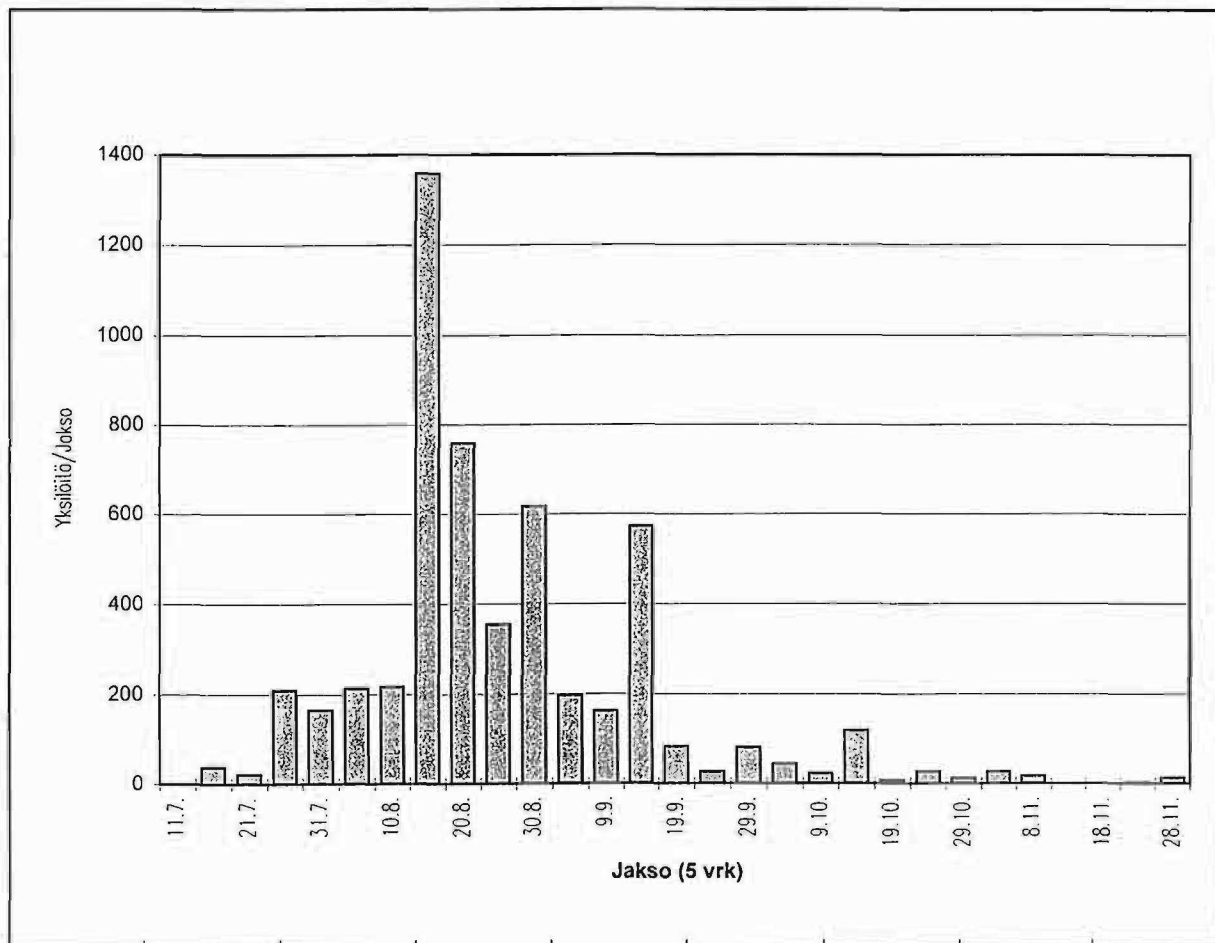
Suomenlahden pohjoisrannikolla Venäjän puoleisessa ulkosaaristossa pesivät *sinensis*-alalajin koloniat muuttavat Suomen eteläisen saariston kautta heinäkuun alkupuolelta tai puolivälistä alkaen kohti lounasta. Päämuutto on usein kaksihuippuinen ajoittuen elokuun alkupuolelle tai puoliväliin ja elo–syyskuun vaihteeseen. Lokakuussa nähdään enää suhteellisen pieniä määriä, ja marraskuussa muutto vähitellen lakkaa. Keväällä ensimmäiset saapuvat Suomenlahdelle yleensä maaliskuun alkupuolella. Jäätalanteesta riippuen päämuutto tapahtuu maaliskuun vaihteen ja huhtikuun loppupuolen välillä, ja toukokuun aikana muutto vähitellen päättyy.

Venäläisten itäisellä Suomenlahdella rengastamista pesäpoikasista on saatu ensimmäisen elinvuoden aikaiset yksittäiset talvilöydöt Päijät-Hämeestä, Puolasta, Sveitsistä ja entisen Jugoslavian alueelta. Lisäksi on marraskuisia löytöjä Ruotsista ja Tanskasta (Gaginskaya 1995).

Suomen etelärannikon muuttajamäärät ovat kasvaneet voimakkaasti keväästä 1991 lähtien ainakin syksyyn 1995 saakka. Tämä tukee venäläisten tutkijoiden arviota (Gaginskaya 1995) Bolsoj Fiskarin saariston kolonian (löydettyäessä 1994 luultavasti jo yli 1 000 paria) syntyajankohdasta 1989–90. Tosin vielä keväällä 1990 havaittiin Helsingin Santahaminan muutonseurannassa "normaalilukema" 131



yksilöä, 1991–92 keväinä jo 538–566 yksilöä, 1993–94 keväinä 860–970 yksilöä ja 1995–96 keväinä 1 082–1 624 yksilöä. Myös syksyiset määrät lisääntyivät vastaavasti, ja aktiivisimmin havainnoituna syksynä 1993 kohosi muuttajamäärä jo 1 883 yksilöön. Huomioiden havainnoinnin jaksottaisuuden ja sen keskittymisen aamuihin ja aamupäiviin, kun taas merimetsoit muuttavat läpi valoisan ajan, näyttäisi muuttoaineiston perusteella siltä, että Bolsoj Fiskarin kolonia oli hyvässä kasvussa jo vuonna 1991 ja saavutti nykyiset mittansa 1993. Toistaiseksi Suomenlahden suurin muuttolukema on 5 369 yksilöä Hangon lintuasemalla syksyllä 1995 (kuva 4).



Kuva 4. Merimetson muutto Hangon lintuasemalla syksyllä 1995. Muuttajamäärät on esitetty viiden vuorokauden summina (kansainvälinen pentadi-jaksotus). Itäisiin muuttosuuntiin liikkuneet linnut on poistettu aineistosta. Syksyn muuttajien yhteismäärä oli 5369 yksilöä (M. Lehti kirjall. ilm.).

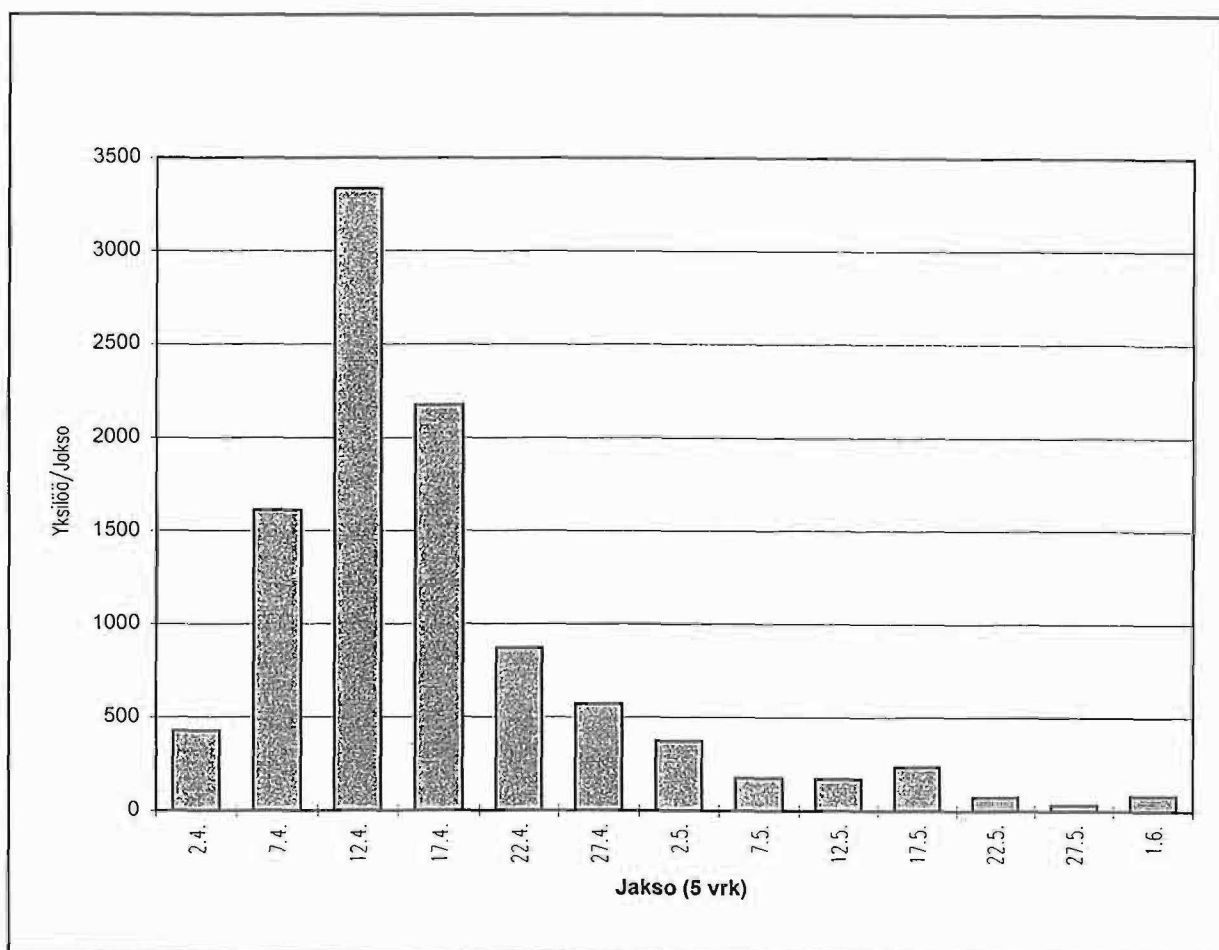
## 5.2 *P. c. carbo*

Pohjois-Atlantin nimialalaji *carbo* on ydinalueillaan osittaismuuttaja, esimerkiksi Brittein saarilla linnut hajaantuvat pesinnän jälkeen 0–400 kilometrin säteelle, yleisimmin eteläisiin ilmansuuntiin. Osa suuntaa Ranskan Atlantin rannikolle ja Es-

panjaan tai Portugaliin, osa taas yhä lisääntyvissä määrin Brittein saarten rehevöityneille sisävesille. Myös Italiasta on tavattu Brittein saarilla pesäpoikasena rengastettu nimialalajin edustaja. Norjan ja Pohjois-Venäjän pesimäkannasta ainakin osa suuntaa myös Itämerelle talveksi osan hajaantuessa pesimäalueidensa rannikoille (Sellers 1991, Lindell & Jansson 1994, Van Eerden *et al.* 1995, Baccetti 1997).

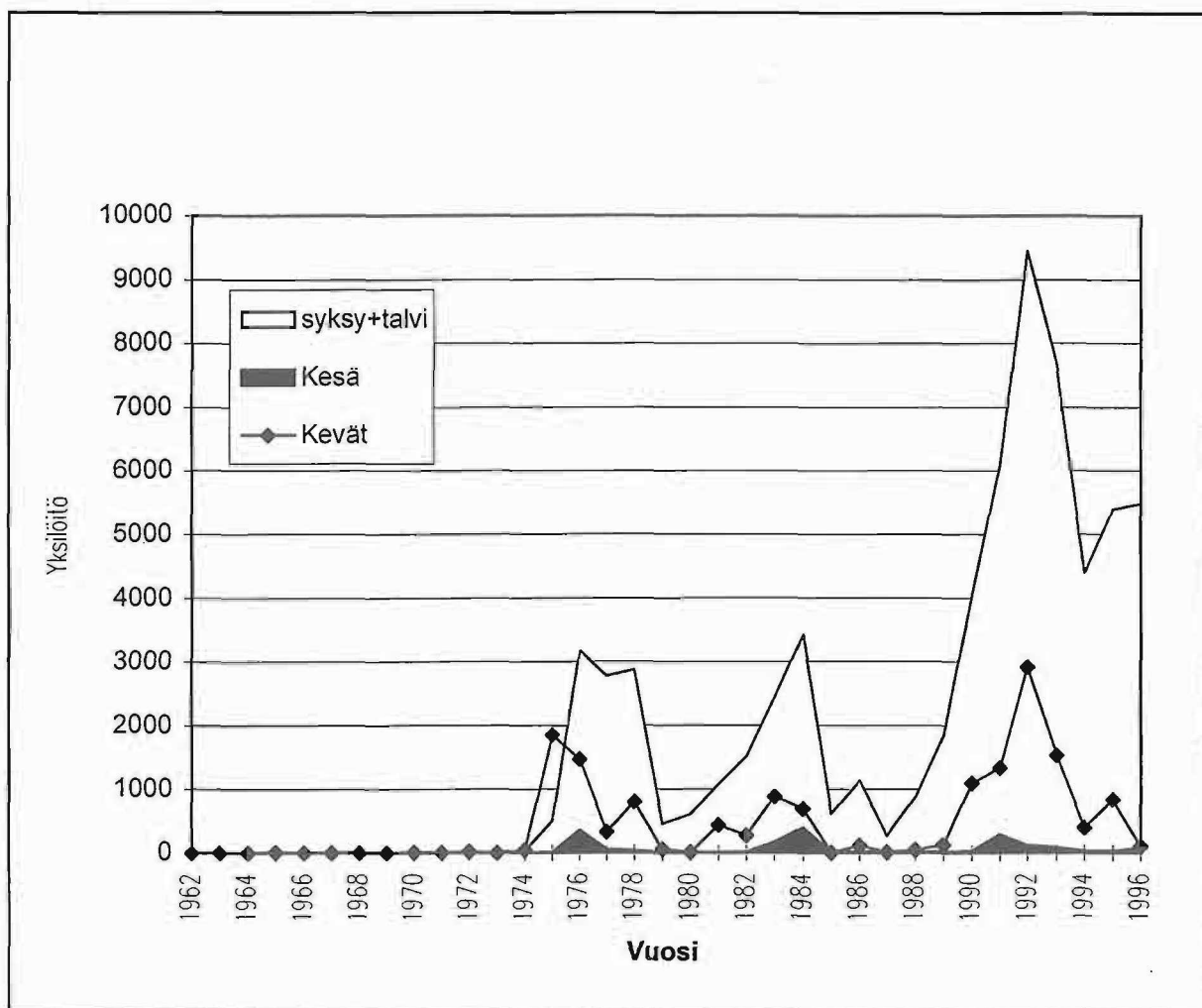
Pohjois-Norjan rannikolla tai Kuolan niemimaalla pesivästä nimialalajin kannasta osa muuttaa Ahvenanmaan ja Saaristomeren kautta ja edelleen Pohjanlahden Suomen puoleista rannikkoa pitkin keväisin kohti pohjoista. Muuttajien määrä lisääntyi voimakkaasti 1970-luvulla Lemlandin Lågskärin ja Luvian Säpin lintuasemilla. Säpissä muutto käynnistyi maaliskuun aikana, voimistui huhtikuun alussa ja huipentui huhtikuun jälkipuoliskolla. Vielä toukokuun alussa muutto oli melko voimakasta, mutta hiljeni sitten nopeasti ja jatkui heikkona vielä kesäkuun toiselle viikolle. Lågskärin ja Korppoon Jurmon lintuasemilla muutto huipentui jo maaliskuun lopulla, ja pienempi muutonhuippu todettiin myös huhtikuun jälkipuoliskolla. Tehokkaasti miehitettyinä keväinä 1977 ja 1978 laskettiin Säpissä 3 454 ja 3 863 yksilöä muuttolennessä. Syysmuuton aikataulu oli Säpissä hyvin samantapainen kuin *sinensis*-alalajilla Suomenlahdella nykyisin (Laine & Hildén 1979, Eriksson 1980).

Pohjanlahden merimetsomuutto on nykyään mahdollisesti jopa runsaampaa kuin 1970-luvun parhaina vuosina. Tästä on viitteenä Porin Tahkoluodossa keväällä 1996 havaitut 10 151 yksilöä (kuva 5).



Kuva 5. Merimetson muutto Porin Tahkoluodossa keväällä 1996. Luvut ovat viiden vuorokauden summia (kansainvälinen pentadi-jaksotus). Kevään muuttajien yhteismäärä oli 10 151 yksilöä (M. Ojanen kirjall. ilm.)

Jurmon lintuasemalla havaitut merimetsomäärät kokivat viimeisimmän aallonpohjansa vuosina 1985–88, mielenkiintoisesti samaan aikaan, kun merimetsokannat romahtivat itäisen Ruijan alueella Pohjois-Norjassa. Jurmon talvi- ja muuton-aikaiset merimetsomäärät kohosivat ennätysmäisiin lukemiin 1990–93, eikä paluuta takavuosien vähäisiin määriin ole näkyvillä (kuva 6). On ratkaisematta, kumpi alalaji on nykyään vallitseva Jurmon alueella. Lukumäärien voimakas kasvu 1990-luvun alussa johtaa helposti ajatukset *sinensis*-alalajiin ja itäisen Suomenlahden Venäjän puoleiseen pesimäkoloniaan. Talvikauden korkeat määrät eivät kuitenkaan tue tätä olettamusta, koska *sinensis*-alalaji talvehtii rengaslöytöjen perusteella enimmäkseen 800–3 000 km etelämpänä. Näin ollen Jurmon linnutkin lienevät enimmäkseen nimialalajin yksilöitä.



Kuva 6. Merimetsan esiintyminen Korppoon Jurmossa eri vuoden aikoina. Aineisto on korjattu havaintopäivien määrällä (E. Lehkoinen kirjall. ilm.).

Myös Suomen etelärannikon kautta muuttaa pieniä määriä nimialalajin merimetsoja, todennäköisesti Vienanmerellä ja Kuolan niemimaalla pesiviä lintuja. Karjalan kannakselta on kaksi rengaslöytöä Kuolan niemimaalla pesäpoikasena rengastetuista linnuista (Gaginskaya 1995). Suuruusluokkaa kuvastanevat Suomen-

lahdella 1980-luvun alussa, ennen *sinensis*-alalajin levittäytymistä, havaitut muut-  
tajamäärät. Kirkkonummen Rönnskärin lintuasemalla havaittiin tällöin enimmil-  
lään 100–150 yksilöä keväisin ja syksyisin vain muutamia kymmeniä yksilöitä.  
Nykyään on mahdotonta arvioida nimialalajin osuutta Suomenlahden muutosta,  
koska alalajien määrittäminen on maastossa useimmiten mahdotonta. Oletettavasti  
määrät ovat edelleen suhteellisen vähäisiä, vaikka Vianmeren populaatio on  
kasvanut noin 150 pariin 1980-luvun lopulla.

## Talvehtimisalueet

Merimetson *sinensis*-alalajin yksilöt ovat etenkin vanhemmiten paikkauskollisia sekä muutonaikaisilla levähdysalueillaan että talvehtimisalueillaan. Vanhat koiraat talvehtivat lähempänä pesimäalueitaan, kun taas nuoret linnut ja naaraat muuttavat keskimäärin kauemmas talvehtimaan (Reymond & Zuchuat 1995, Van Eerden & Munsterman 1995, Yésou 1995). Alalajit eroavat selvästi talvehtimisalueensa elinympäristön valinnassa siten, että *sinensis*-alalaji suosii enemmän sisävesiä ja nimialalaji merenrannikkoa (kuvat 1 ja 2). Ranskassa, molempien alalajien talvehtimisalueella, *sinensis*-alalajin rengaskontrolleista 84 % oli sisämaasta ja nimialalajin 80 % rannikolta vuosina 1983–92 ( $n = 704$  kontrollia) (Marion 1995).

Merimetson Euroopassa talvehtivasta kannasta tunnetaan n. 300 000 yksilön käyttämät talvehtimisalueet. Lisäksi Tunisiassa, Egyptissä ja Israelissa talvehtii yhteensä yli 50 000 yksilöä. Euroopan pesimäpopulaation talvikanta on kuitenkin varovaisten laskelmien mukaan yli 720 000 yksilöä, joten noin puolet kannasta talvehtii toistaiseksi tuntemattomilla alueilla. Näistä kymmeniä tuhansia talvehtinee Norjassa (*carbo*), Irlannissa (*carbo*) ja Algeriassa (*sinensis*) (esim. Veldkamp 1996a).

Euroopassa talvehtivien merimetsojen määrät ovat lisääntyneet voimakkaasti 1980-luvulta lähtien. *Sinensis*-alalajin talvehtimisalueet ovat keskittyneet Ranskaan, Espanjaan ja Välimeren alueelle, etenkin Adrianmeren pohjoisosiin Italiassa. Osa talvehtii myös pesimäalueidensa tuntumassa Keski-Euroopassa ja Itämeren eteläosissa. Nimialalaji *carbo* talvehtii enimmäkseen Atlantin rannikoilla Norjassa, Ranskassa ja Isossa-Britanniassa, mutta myös Itämerellä, esimerkiksi Tanskassa ja Ruotsissa. Poikkeuksellisesti on Italiassa tavattu Isossa-Britanniassa pesäpoikasena rengastettu nimialalajin edustaja (esim. Lindell & Jansson 1994, Veldkamp 1996a, Boldreghini *et al.* 1997, Costa & Granadeiro 1997, Laursen *et al.* 1997).

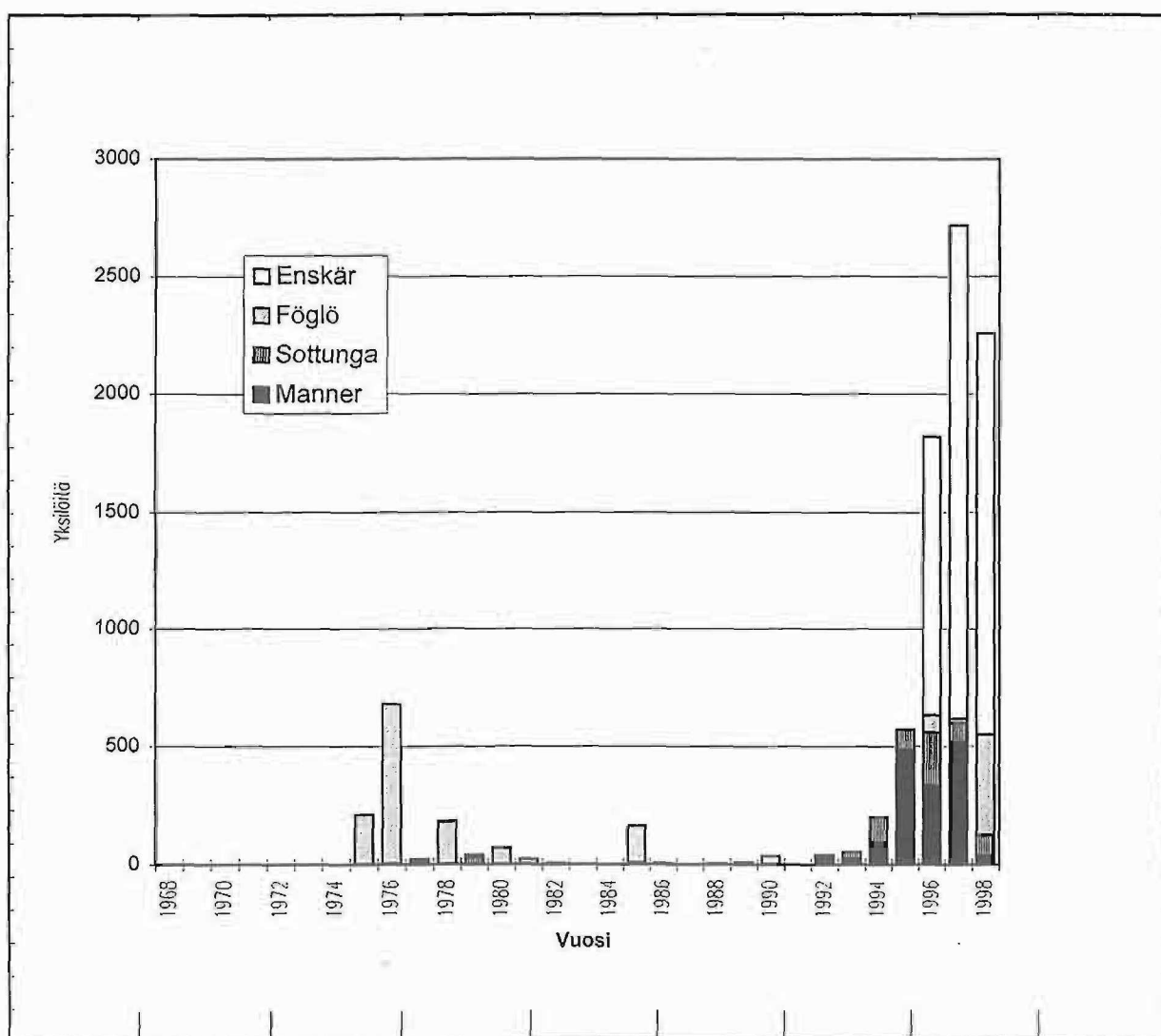
Sveitsi on ainoa Euroopan maa, missä talvehtivat merimetsot ovat vähentyneet viime vuosina. Merimetsojen määrät lisääntyivät vuosina 1930–1970, vaikka Euroopan pesimäpopulaatio pysyi vakaana. Tällä ajanjaksolla Sveitsin järvet rehevöityivät, mikä aiheutti särki- ja ahvenkalojen runsastumisen. Vuotuisissa talvilaskennoissa 1975–90 merimetsot lisääntyivät 660 yksilöstä 7 800 yksilöön, minkä jälkeen niiden määrä vähentyi 5 800 yksilöön vuoteen 1994 mennessä. Vähene-  
misen on arveltu johtuvan Sveitsin järvien heikentyneestä kalantuotannosta (Suter 1995).

Lisääntyessään merimetsot ovat levittäytyneet yhä enemmän sisämaan vesistöihin talvikaudeksi esimerkiksi Isossa-Britanniassa, Italiassa, Portugalissa ja Ranskassa. Isossa-Britanniassa talvikanta on kasvanut huomattavasti nopeammin kuin pesimäkanta. Italiassa talvikanta lähes nelinkertaistui vuosina 1987–95, ja yksilömäärästä 45 % talvehti sisämaassa 1994. Ranskassa talvikanta lähes viisinkertaistui 1983–92, ja sisämaassa talvehtivien osuus kasvoi 28 %:sta 55 %:iin. Biskajanlahden eteläosissa *sinensis*-alalaji on valloittanut osan rannikosta, jolla nimialalaji aiemmin talvehti (Starling *et al.* 1992, Baccetti & Cherubini 1995, Marion 1994, 1995, 1997, Costa & Granadeiro 1997, Kirby & Sellers 1997).

Itämerellä merimetson tärkeimmät talvehtimisalueet sijaitsevat Tanskan itäosien matalissa rannikkovesissä. Vuosien 1988–1993 lentolaskennoissa arvioitiin Itämeren talvikannaksi 19 400 merimetsoa: Tanskan itärannikolla 61 % (11 815

yksilöä), Ruotsissa 22 % (4 315), joista länsirannikolla 9 % (1 800), itärannikolla 9 % (1 725) ja Gotlannissa 4 % (790), Saksassa 14 % (2 740), Ahvenanmaalla 1 % (250) sekä Viron rannikolla alle 1 % (100) (Durinck *et al.* 1994). Kovina jäätalvina Itämerellä talvehtivan kannan koko on pienempi.

Ahvenanmaalla talvehtivien merimetsojen määrät ovat kasvaneet jyrkästi vuoden 1994 jälkeen varsinkin alueen länsiosan Eckerön saaristossa (kuva 7). Todennäköisesti kyseessä ovat Jäämereltä Pohjanlahtea pitkin muuttavat nimialalajin yksilöt (vrt. Lindell & Jansson 1994). Tammikuun alun laskennat tehtiin kattavasti Ahvenanmaan mannerreiteillä ja kolmella merireitillä (Eckerön Enskär, Föglö ja Sottunga) vuosina 1975–78, 1980, 1988–90 ja 1996–98. Merimetso oli melko runsas Ahvenanmaan kaakkoisosan Föglössä 1970-luvun jälkipuoliskolla (enimmillään 675 yksilöä vuonna 1976), mutta muualta lähes kateissa. Seuraavan vuosikymmenen lopussa merimetso oli harvinainen koko laskenta-alueella. Manner-



Kuva 7. Ahvenanmaan talvilintulaskennoissa havaitut merimetso-otokset talvina 1968–1998. Manner-reitit on laskettu joka vuosi. Sottungan-reitti on jäänyt laskematta vuosina 1969, 1981 ja 1986. Föglön-reitti laskettiin ensimmäisen kerran vuonna 1975 ja se on jäänyt laskematta vuosina 1979, 1982–84 ja 1991–1995. Enskärin-reitin laskenta aloitettiin vuonna 1975 ja se on jäänyt laskematta vuosina 1984–85, 1987 ja 1992–1995 (Hario *et al.* 1993, Mikola-Roos 1997).



Taulukko 2. Merimetson (*Phalacrocorax carbo*) talvikanta Euroopassa. Ison-Britannian, Ruotsin ja Romanian yksilömäärä on keskiarvo useammalta vuodelta, muiden yhden laskennan yksilömäärä mainitun vuoden alussa. Irlannin, Islannin, Moldovan, Norjan, Turkin, Ukrainan ja Venäjän eteläosien talvikannoista ei ole julkaistua tietoa.

Valtio	Yksilömäärä	Vuosi	Viite
Albania	775	1993	Hagemeijer 1994
Belgia	4 000	1995	Veldkamp 1996a
Bulgaria	7 000	1993	Ivanov <i>et al.</i> 1997
Espanja	> 35 000	1995	Veldkamp 1996a
Hollanti	12 400	1995	SOVON 1995
Iso-Britannia	16 800	1987–91	Kirby & Sellers 1997
Italia	49 100	1995	Veldkamp 1996a
Itävalta	3 500	1995	Veldkamp 1996a
Kreikka	15 000	1995	Veldkamp 1996a
Portugali	8 000–10 000	1993	Costa & Granadeiro 1997
Puola	< 1 000	1995	Veldkamp 1996a
Ranska	66 000	1992	Marion 1995
Romania	3 000	1990–93	Gogu-Bogdan & Marinov 1997
Ruotsi	4 315	1988–93	Durinck <i>et al.</i> 1994
Saksa	29 000	1995	Veldkamp 1996a
Slovakia	1 000	1995	Veldkamp 1996a
Slovenia	3 620	1997	Geister 1997
Suomi (Ahvenanmaa)	2 257	1998	M. Mikkola-Roos, kirj. ilm.
Sveitsi	5 800	1994	Suter 1995
Tanska	> 16 000	1995	Veldkamp 1996a
Tšekki	1 000–1 500	1995	Veldkamp 1996a
Unkari	2 750	1990	Veldkamp 1996a
Valko-Venäjä	100	1995	Veldkamp 1996a
Viro	200	1993	Veldkamp 1996a

reiteillä, lähinnä Eckerön rannikolla, havaittiin suuri määrä merimetsoja 1995 (570 yksilöä). Viiden vuoden tauon jälkeen kaikki merireitit laskettiin jälleen vuosina 1996–98, jolloin merimetsoja havaittiin mannerreitit mukaan lukien 1 828, 2 716 ja 2 257 yksilöä. Näistä 70–90 % havaittiin Eckerön alueella (Hario *et al.* 1993, Mikkola-Roos 1997).

Euroopan pesimäkannasta (*P. c. sinensis*) huomattava osa muuttaa Pohjois-Afrikkaan ja Lähi-itään talveksi. Tunnetuilla talvehtimisalueilla arvioitiin 1990-luvun alkupuolella Egyptissä Niilin suiston järvillä 22 500–30 000, Israelissa 4 550–15 900 ja Tunisiassa 12 000 yksilöä. Israelissa talvisummat kohosivat tuhansiin yksilöihin 1980-luvun lopulta lähtien (Sørensen *et al.* 1994, Shirihai 1996, Veldkamp 1996a).

# 7

## Elinympäristö, pesintä ja poikastuotto (*P. c. sinensis*)

### 7.1 Elinympäristö

Merimetsot pesivät enimmäkseen matalien ja laajojen vesialueiden tuntumassa, usein luodoilla tai muuten rauhallisilla alueilla, esim. jokisuistojen tulvametsäsaarekkeissa. Suuret koloniat sijaitsevat lähes poikkeuksetta merenrannikoilla tai suurten järvien ja jokien rannoilla. Ruotsin sisävesillä merimetsot ovat keskittyneet matalille ja ravintorikkaille järville ja saaristossa vain harvat koloniat ovat syntyneet syvien vesien ympäröimille luodoille. Sopivien, alle 20 metriä syvien ruokailuvesien tulee sijaita yleensä alle 20 kilometrin etäisyydellä pesimäpaikasta (esim. Van Eerden & Gregersen 1995, Engström 1997a).

Merimetsot tarvitsevat kalastusalueensa tuntumassa sopivia levähdyspaikkoja, esimerkiksi luotoja, joilla ne voivat levätä, sulattaa ravintoaan ja kuivata höyhenpukuaan. Pesimäaikana erityisesti esiaikuisten lintujen käyttämät levähdysluodot saattavat myöhemmin muuttua pesimäpaikoiksi, mikäli ne säilyvät rauhallisina (esim. Veldkamp 1996a).

### 7.2 Pesintä ja poikastuotto

Merimetson *sinensis*-alalaji on perinteisesti rakentanut pesänsä puihin käyttäen paikallisesti hallitsevia puulajeja, esim. Ruotsissa useimmiten mäntyjä. Toisinaan se kelpuuttaa pesäpaikakseen myös erilaisia rakennelmia, kuten laivanhylkyjä, majakoita ja voimajohtopylväitä. Nykyisin useimmat Itämerelle syntyvät uudet koloniat asettuvat kuitenkin lähes puuttomien luotojen kivikoihin, kallioille tai pensaisiin. Sisävesillä pesintä tapahtuu yleensä puihin tai pensaisiin. Usein merimetsot hakeutuvat pesimään haikara- tai merilintuyhdyskuntiin. Sardiniasa *sinensis*-alalajin merimetsot pesivät poikkeuksellisesti kalliojyrkänkeillä nimialalajin tapaan (esim. Lindell & Jansson 1994, Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

*Sinensis*-alalajin koloniat voivat kasvaa suotuisissa olosuhteissa huomattavasti suuremmiksi kuin nimialalajilla, jonka koloniakoko on yleensä 10–500 paria ja suurimmillaan 1 400 paria (Debout *et al.* 1995). Euroopassa *sinensis*-alalajin suurin tunnettu kolonia oli vuonna 1978 syntynyt Hollannin Oostvaardersplassen, joka ennen romahtamistaan ehti kasvaa 8 380 pariin 1992 (Van Eerden & Gregersen 1995).

Merimetso pesii ensi kertaa kahden tai kolmen vuoden ikäisenä. Koiras valitsee pesäpaikan, jolle asettuu soitimelle. Ennen munintaa koiras esittää erityistä siivenkohoitussoidinta, jonka aikana naaras valitsee parinsa, yleensä vanhat naaraat ennen nuoria. Pariside kestää yhden pesimäkauden, joskus useampia. Yhdyskunnassa vallataan ensin parhaat paikat, jotka sijaitsevat kolonian keskellä ja

puissa korkeimmilla paikoilla. Ensi vaiheessa otetaan käyttöön edelliseltä vuodelta säilyneet pesät (Cramp & Simmons 1977, Lindell & Jansson 1994, Kortlandt 1995).

Pesämateriaali määräytyy paikallisten olosuhteiden mukaan. Ruotsin Kalmarinsalmessa merimetsot käyttävät pesän rakennusmateriaalina rakkolevää ja puiden oksia. Rakkolevä haetaan sekä rannoilta että sukeltamalla, oksat sekä rannoilta että puista katkomalla. Yleensä koiras keskittyy pesämateriaalin noutamiseen ja naaras pesän rakentamiseen. Kosteaa rakkolevää muodostaa pesän perustan erityisesti puissa ja kaatuneilla puunrungoilla, mutta myös maassa sijaitseviin pesiin sekoitetaan levää oksien joukkoon. Rannoilta kerätään pesiin myös erilaisia jätteitä (muovipusseja, narua, sulkia, luita yms.). Pesä valmistuu 1–2 viikossa, mutta sen parantelu jatkuu läpi pesimäkauden. Valmis pesä painaa 1–10 kiloa. Pesät sijaitsevat yleensä lähekkäin, esim. kaatuneilla puunrungoilla noin puolen metrin välein (Lindell & Jansson 1994, Engström 1997a). Pesien tiheys voi olla maassa yli 3 500 pesää/ha, puissa enintään 200–750 pesää/ha. Yleensä suuretkin yhdyskunnat käyttävät vain vähän yli puolet koko potentiaalisesta pesimäalueesta (Van Eerden & Gregersen 1995).

Venäjällä, itäisen Suomenlahden Dolgij Rifin saarilla, pesät koostuivat tukevista oksista, ja pesäkuppi oli vuorattu hennommillä oksilla, kuivalla ruoholla, tuoreilla lehdillä, merisaunion kukilla sekä ruokojen varsilla. Seiskarin lähellä pesät koostuivat ruokojen varsista, ja pesäkupin vuorauksena oli kuivaa ruohoa ja vihreitä kasvinosia (Gaginskaya 1995).

Parinmuodostuksen jälkeen Kalmarinsalmen Svartön koloniassa koittaa yli 100 vuorokauden pesimäaika. Parinmuodostuksesta keskimäärin 20 vuorokauden kuluttua naaras munii ensimmäisen munan, jota molemmat emot alkavat heti hautoa. Nopeimmat selviytyvät tästä vaiheesta (pariutumisesta munintaan) 10 vuorokaudessa ja hitaimmat 30–40 vuorokaudessa. Ensimmäiset munat munitaan jo maaliskuun alussa, aikaisina keväinä leutojen talvien jälkeen jo helmikuussa. Pesinnän aloitus jatkuu vielä huhti- ja toukokuussa, ja useimmiten myöhäisimmät pesijät ovat nuorempia lintuja. Myöhäisistä pesinnöistä monet epäonnistuvat (huonompi pesäpaikka, heikommin rakennettu pesä ym. syyt). Muninta tapahtuu 2–3 vuorokauden välein, ja täysilukuisessa pesyeessä on 3–4, harvoin 5–6 munaa. Nuoret naaraat munivat usein vain 1–2 munaa. Haudonta kestää noin 25 vuorokautta (Lindell & Jansson 1994).

Aikaisena keväänä ensimmäiset munat kuoriutuvat Svartössä maaliskuun lopussa, myöhäisenä keväänä kuukautta myöhemmin. Vaikka muninta tapahtuu 2–3 vuorokauden välein, poikaset kuoriutuvat vain vuorokauden välein. Usein nuorin poikanen menehtyy. Vastakuoriutuneet poikaset ovat harmaanmustia untuvikkoja ja kolmen vuorokauden ajan sokeita muuttuen ensimmäisen viikon jälkeen kiharan mustauntuvaisiksi. Jo yhden vuorokauden ikäisinä ne pystyvät kohottamaan päätään vanhempien valuttaessa niille puolisananutta ”kalavelliä” nokastaan (Lindell & Jansson 1994).

Kuoriutumisen jälkeen kolonian äänimaailma muuttuu täysin, kun aikuisten lintujen karkeat äänet saavat rinnalleen poikasten loputtoman, piipittävän ruoankerjuuäänen, joka myöhemmin hallitsee koloniaa. Poikasten ollessa pieniä toinen emoista vartioi jatkuvasti pesällä, mutta parin viikon kuluttua kuoriutumisesta emot alkavat vähitellen kalastaa yhtä aikaa ja ovat pesäpoikasajan lopulla poissa useita tunteja kerrallaan. Molemmat emot tekevät päivittäin 2–4 ruokintalentoa. Kalastusaktiivisuus on suurimmillaan aamupuolella, ja viimeiset yksilöt saapuvat pesille auringonlaskuun mennessä (Lindell & Jansson 1994). Erittäin kuumalla ilmalla emot tuovat poikasille vettä kurkkupussissaan (Cramp & Simmons 1977).

Svartön kolonian intensiivisin ajanjakso on toukokuun jälkipuolisko poikasten ollessa puolikasvuisia. Myöhäisten pesintöjen onnistuessa tavataan pesäpoikasia vielä elokuussa. Poikaset saavuttavat lentokykyvyn 50–60 vuorokauden ikäi-

sinä, mutta palaavat pesiin yöpymään noin 75–90 vuorokauden ikään saakka. Tämän jälkeen emot lopettavat poikasten ruokinnan ja merimetsoperhe hajoaa (Lindell & Jansson 1994).

Tanskassa keskimääräinen lentopoikastuotto oli 1980-luvun jälkipuoliskolla 2 poikasta/pari/vuosi. Laajamittaisten värirengastusten avulla laskettiin lentopoikastuotoksi kaksivuotiaalla pariskunnalla vain 0,5 poikasta, toisen puolison ollessa vanhempi 1,4 poikasta, ja pesimäalueen tuntumassa talvehtivalla vanhalla pariskunnalla 2,5 poikasta/pari/vuosi. Etelämpänä talvehtivien pariskuntien lentopoikastuotto oli jonkin verran alhaisempi (Gregersen 1991b).

### 7.3 Kuolleisuus

Merimetsan eri ikäluokkien kuolleisuutta tutkittiin Hollannissa lähes 60 vuotta sitten. Tällöin populaatiossa, joka kasvoi noin 10 %:n vuosivauhdilla, kuolleisuus oli 1. ikävuotena 36 %, 2. ikävuotena 22 %, 3. ikävuotena 16 % ja seuraavina ikävuosina 7–14 % (Kortlandt 1942). Veldkamp (1996a) pitää kuolleisuutta nykyään korkeampana, mutta toisaalta Tanskassa arvioitiin värirengastusten perusteella 1. ikävuoden kuolleisuudeksi vain 25 % (Gregersen 1991b). Vanhimmat merimetsot ovat eläneet rengaslöytöjen perusteella lähes 20-vuotiaiksi (esim. Veldkamp 1996a).

## Yhdyskuntien levittäytyminen (*P. c. sinensis*)

# 8

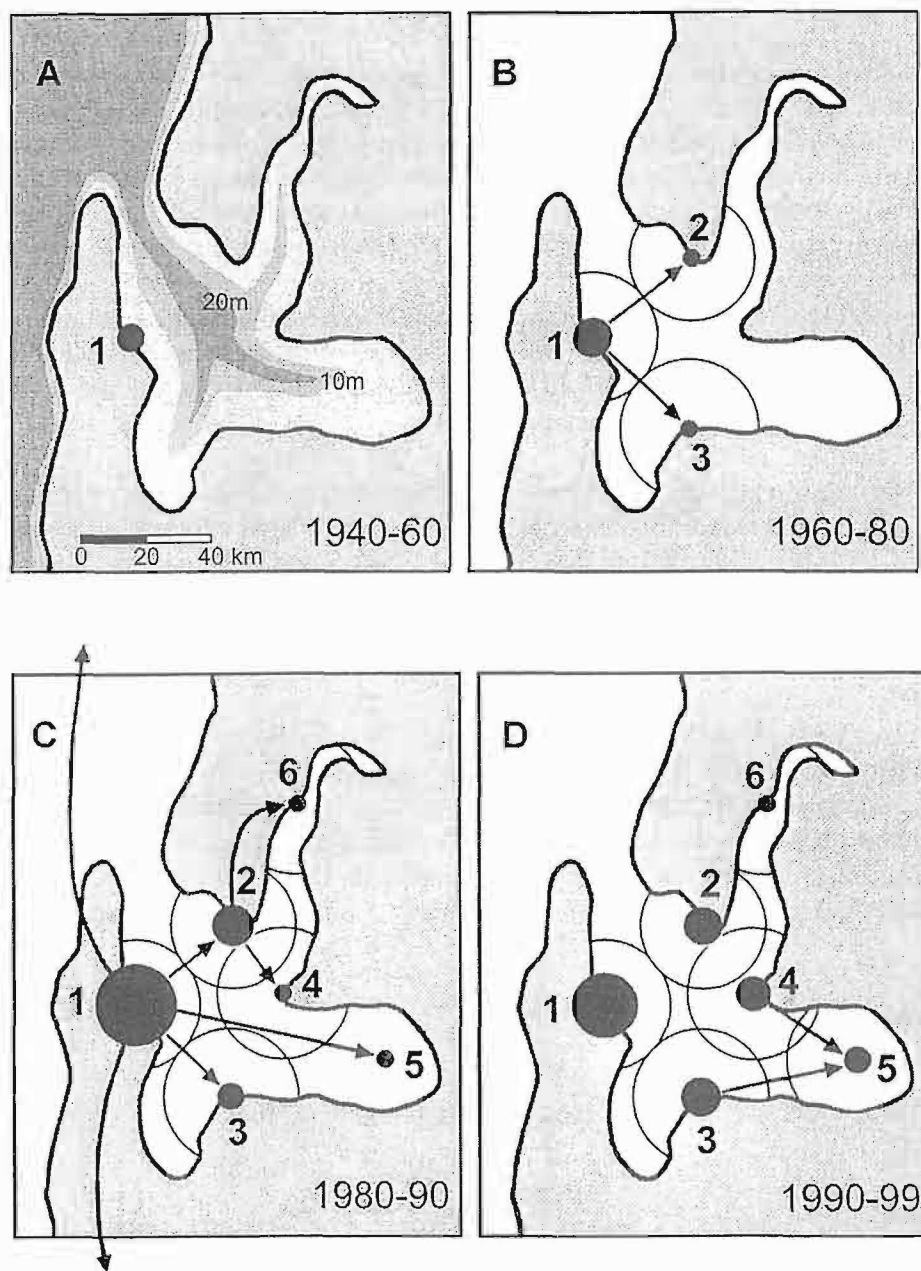
Merimetsokolonia kasvaa "normaalioloissa" vuosikausia eksponentiaalisesti, kunnes sen kasvu vähitellen hidastuu, ja samaan aikaan alkavat sen jäsenet perustaa uusia kolonioita, joiden kasvu on nopeampaa kuin emäkolonian. Laajentumisensa aikana emäkolonia kasvaa maksimaaliseen kokoonsa, jonka jälkeen se alkaa taantua (kuva 8). Tanskassa on värirengastusten avulla saatu selville, että suuri osa uusien "satelliittikolonioiden" perustajista on ensipesijöitä ja esiaikuisia yksilöitä.

Emäkolonia voi synnyttää ympäristöönsä useita satelliittikolonioita, esimerkiksi Tanskassa 1972 perustettu Ormøn kolonia synnytti vuosina 1984–90 kolme satelliittia, joista kukin kasvoi 4–10 vuoden aikana 1 780–3 160 parin suuruisiksi. Ormøn kolonian viimeinen kasvuvuosi oli 1990 (5 263 paria), jonka jälkeen se taantui hieman.

Merimetsan ydinalueilla Tanskassa, Hollannissa ja Saksassa lähes kaikki yli 500 parin merimetsokolonioiden sijaitsevat merenrannikolla tai suurten järvien rannilla. Suuret satelliittikolonioiden perustetaan 30–40 km:n keskietäisyydelle emäkoloniasta. Näiden yhdyskuntien keskietäisyys toisistaan on suunnilleen kaksinkertainen verrattuna maksimaaliseen ruokailumatkaan pesimäaikana. Kun otetaan huomioon kaikki yhdyskunnat pienin keskietäisyys on 20–30 km (Van Eerden & Gregersen 1995).

Tanskan Vørsøssa 35–50 % värirengastetuista nuorista linnuista palasi takaisin synnyinkoloniaansa ensimmäisen talven jälkeen, ja 2-vuotiaista vastaavasti 50 %. Siirtymiset jo vakiintuneisiin kolonioihin olivat harvinaisia esiaikuisten lintujen keskittyessä perustamaan uusia kolonioita. Sen sijaan pesinnän jälkeisen hajaantumisen aikana Vørsøn koloniassa vieraili 10–15 % kahdessa muussa koloniassa rengastetuista samana vuonna syntyneistä poikasista (Gregersen 1991b).





Kuva 8. Merimetson sinensis-alajin levittäytymismalli kuvitteellisella rannikkoalueella Euroopassa vuosina 1940–2000. Kolonioiden koko on riippuvainen sopivien ruokailuvesien laajuudesta 20 kilometrin säteellä pesimäpaikasta. Kuvassa A merimetsojen vainoaminen estää kolonian kasvun ja levittäytymisen. Kuvassa B kolonia alkaa suojelun ansiosta kasvaa ja levittäytyä ("satelliittikolonioid"). Kuvassa C levittäytyminen kiihtyy ja emäkolonia saavuttaa suurimman kokonsa. Kuvassa D emäkolonia taantuu rannikon pesimäkannan saavutettua suurimman mahdollisen tiheydensä suhteessa ruokailualueisiin (Van Eerdenin & Gregersenin 1995 mukaan).

## Ravinto

Merimetso käyttää ravinnokseen lähes yksinomaan kalaa. Merialueilla ravinnossa esiintyy jonkin verran selkärangattomia, jotka saattavat joutua merimetson ruoansulatukseen myös saaliskalojen pyydystäminä. Euroopassa ravinnosta on tunnistettu vähintään 115 kalalajia. Merimetso keskittyy ravinnonvalinnassaan kullakin alueella yleisimpiin lajeihin, ja usein yli puolet ravinnosta koostuu parista kalalajista, jotka vaihtelevat vuodenajan ja alueen mukaan (Veldkamp 1996a).

Arviot merimetson kalankulutuksesta vaihtelevat suuresti eri tutkimuksissa. Yhteenvetona aiheesta on Veldkamp (1996a) esittänyt, että alueesta, kalan saatavuudesta ja vuodenajasta riippuen aikuinen *sinensis*-alalajin merimetso käyttää ravinnokseen 350–500 g kalaa vuorokaudessa. Tämä on 12–28 % merimetson ruumiinpainosta. Poikasaikaan ravinnonhankinta kasvaa huomattavasti; Hollannissa on arvioitu poikasen kalankulutukseksi keskimäärin 386 g (enimmillään 632 g) vuorokaudessa pesäpoikasaikana (Platteeuw *et al.* 1995). Ranskassa laskettiin aikuisen merimetson pyytävän pesäpoikasaikana 800–890 g kalaa vuorokaudessa (Grémillet *et al.* 1996). Haudonta-aikaan saattaa saalis olla vain 238 g vuorokaudessa (Grémillet *et al.* 1995).

Ruotsissa arvioitiin laskentamallin avulla 1 000 parin merimetsokolonian saalistavan vuodessa (maalis–elokuussa) 318 tonnia kalaa pesimäkolonien ruokailuvesiltä. Kulutuksen lähtökohdaksi asetettiin 400 g /yksilö/vrk (Engström 1997a).

### 9.1 Ruokailutavat

Merimetso ruokailee normaalisti vain päiväsaikaan, aktiivisimmin aamulla ja aamupäivällä. Merialueilla se saalistaa pohjan lähettyvillä oleivia kaloja enintään 10–20 metrin syvyydestä kaikenlaatuksilta merenpohjilta. Toisinaan kalojen kutuparvet keräävät merimetsoja yhteissaalistukseen pintavesiin. Pintavesissä oleivien kalojen yhteissaalistus on yleistynyt viime vuosikymmeninä, mikä johtuu sopivien ravintokalojen (särkikalat, ahvenkalat) voimakkaasta lisääntymisestä rehevöityneissä vesissä, joissa samentuminen lisäksi vaikeuttaa syvällä saalistamista (esim. Veldkamp 1996a).

Merimetso liikkuu veden alla sulavasti siivet supussa vain räpylöitään käyttäen. Saksan Wattimerellä radiolähettimellä seurattu merimetsoyksilö ruokaili syyskuussa yleensä vain kerran vuorokaudessa 26–138 minuuttia kerrallaan, sukeltaen enimmillään 160 kertaa yhdellä ruokailujaksolla. Sukelluksen kesto oli keskimäärin 24 sekuntia (Nehls & Gienapp 1997). Ruotsin Kalmarinsalmessa merimetsot viettävät sukelluksissa 6–54 sekuntia ( $n=184$  sukellusta) kerrallaan. Vanha yksilö pyydystää saaliin keskimäärin 20 sekunnin sukelluksella, ja keskimäärin kaksi sukellusta kolmesta tuottaa tuloksen. Nuoremmat yksilöt ovat selvästi taitamattomampia saalistajia (Lindell & Jansson 1994).

Aikuinen merimetso ruokailee 1–2 kertaa vuorokaudessa, poikasaikaan kalastus tapahtuu 2–4 kertaa vuorokaudessa. Pesimäaikaan ravinnonhaku tapahtuu enintään 20–30 kilometrin säteellä pesimäpaikasta, etäisyyden vaihdellessa ra-

vinnon saatavuuden mukaan. Pesimäkauden ulkopuolella kalastuslennot voivat ulottua jopa 40–50 kilometrin päähän yöpymispaikoista (Lindell & Jansson 1994, Van Eerden & Gregersen 1995, Kieckbusch & Koop 1996, Veldkamp 1996a, Nehls & Gienapp 1997).

Hollannissa, IJsselmerin kahdessa suuressa koloniassa pesimäaikaisten kalastuslentojen pituudeksi mitattiin 8–33 kilometriä (keskimäärin 21,6 ja 14,6 km). Kalastuslennot kestivät keskimäärin 3 h 5 min ja 2 h 45 min, ja päivittäinen ravinnonhankinta vei poikasaikaan 4–9½ h (keskimäärin 6–7 h) kultakin yksilöltä vuorokaudessa (Platteeuw & Van Eerden 1995).

IJsselmerin patojärvellä kukin merimetsokolonia muodostaa pesimäaika-  
na 4 000–5 000 yksilön kalastusparven, ja pesimäajan ulkopuolella eri levähdys-  
paikkojen yksilöt yhtyvät jopa yli 10 000 yksilön laumaksi. Merimetsot vieraile-  
vat etenkin talvehtimisalueillaan ja muuttomatkoillaan myös kalanviljelylaitok-  
silla ja vesillä, joihin on istutettu arvokaloja urheilukalastuksen tarpeisiin (esim.  
Van Eerden & Voslamber 1995, Voslamber *et al.* 1995, Veldkamp 1996a, Nehls &  
Gienapp 1997).

Merimetso levähtää ruokailujen välillä luodoilla, puissa yms. paikoissa, mis-  
sä se voi kuivatella höyhenpukuaan ja sulatella ravintoa. Tällöin se pitää usein  
siipiään tyypillisesti levitettyinä. Siipien levittely on yleisimmin yhdistetty höy-  
henien kuivatustarpeeseen, koska merimetson höyhenet läpäisevät vettä helpom-  
min kuin sorsalinnuilla, mikä taas on eduksi sukelluksen aikana kelluvuuden vä-  
hetessä (esim. Sellers 1995). Käyttäytyminen saattaa liittyä myös lämmönsäate-  
lyyn, jonka tarkoituksena on lämmittää kylmää ravintoa lihastyöllä. Tämä voi  
edelleen toimia lajikumppaneille signaalina onnistuneesta saalistuksesta ja hy-  
vistä kalavesistä (Grémillet 1995).

## 9.2 Ravinnon tutkimusmenetelmät

Yleisin tapa tutkia merimetson ravintoa eli kalalajikoostumusta ja saaliin kokoa,  
on oksennuspallojen analysointi. Normaalisti merimetso tuottaa päivässä yhden  
4–5 cm pituisen oksennuspallon, joka sisältää edellisen päivän ravinnon sulamat-  
tomat ainekset. Nämä käsittävät etenkin pään ja selkärangan isoimpia luita. Nu-  
oret linnut alkavat tuottaa oksennuspalloja vasta noin kahden kuukauden iässä  
(Lindell & Jansson 1994, Trauttmansdorff & Wassermann 1995, Zijlstra & Van Eer-  
den 1995, Veldkamp 1996a).

Lajinmääritys tehdään yleensä alaleuan luusta (dentale), mutta useimmilla  
särkikaloilla (*Cyprinidae*) nieluluista (pharyngeal bones) tai kitalaen rustolevystä  
(chewing pad). Särkikalojen nieluluut voivat kuitenkin hävitä merimetson ruoan-  
sulatuksessa kokonaan tai kulua tunnistamattomiksi (63–87 %), kun taas kitalaen  
rustolevystä voidaan kokemuksen karttuessa määrittää jopa 99 % särkikaloista  
(Dirksen *et al.* 1995, Veldkamp 1995, 1996a). Myös pienikokoisten kalojen jäänteet  
saattavat sulaa kokonaan merimetson ruoansulatuksessa (Engström 1997a).

Saaliin koko ja paino määritetään yleensä kuuloluista eli tasapainokivistä  
(otoliths); ruoansulatusprosessista johtuen tulisi 5–30 %:n eroosio (kalalajista riip-  
puen) ottaa huomioon. Lisäksi pienet kuuloluut syöpyvät enemmän kuin suuret,  
ja toisinaan kuuloluut saattavat sulaa kokonaan, etenkin ankeriaalla (*Anguilla  
anguilla*). Saaliin pituus voidaan määrittää särkikaloilla myös nieluluista ja kitala-  
en rustolevystä (Martucci *et al.* 1993, Lindell & Jansson 1994, Nienhuis 1995, Zijlstra  
& Van Eerden 1995, Veldkamp 1995, 1996a).

Toinen tutkimustapa on kerätä nuorten ja vanhojen lintujen oksennuksia; molemmat oksentavat herkästi vielä sulamattoman ravinnon, kun ihminen tunkeutuu pesimäkoloniaan. Näin saadaan selville myös nuorten, alle kaksi kuukautta vanhojen pesäpoikasten ravinto (Lindell & Jansson 1994).

### 9.3 Ravinto Itämerellä

Ruotsissa merimetson pesimäaikaista ravintoa on tutkittu itärannikolla Kalmarinsalmen suurissa kolonioissa vuosina 1975–76 (Jonsson 1979) ja 1992 (Lindell & Jansson 1994). Osa aikuisista linnuista kalasti Kalmarinsalmessa ja osa lensi Öölannin itärannikolle tai pohjoispuolelle 10–30 kilometrin päähän pesimäpaikasta. Kukin aikuinen kävi poikasaikaan kalassa 2–4 kertaa vuorokaudessa. Kaikkiaan 19 kalalajia (2 130 yksilöä) määritettiin oksennuspalloista. Tärkeimpien saalisalojen jakauma on esitetty kuvassa 9.

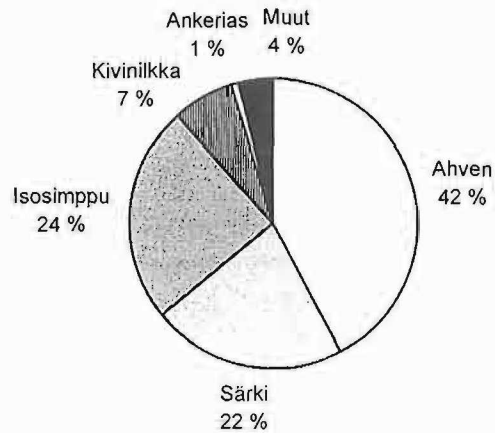
Kalalajit, jotka ovat alueella yleisiä, mutta joita ei juurikaan esiintynyt ravinnossa, olivat kampela (*Platichthys flesus*) ja silakka (*Clupea harengus*). Keväällä silakan kutuaikaan tehtiin joitakin havaintoja merimetson silakanpyynnistä. Myös särjen (*Rutilus rutilus*) kutu houkutteli merimetsoja saaliinjakoon, ja aikaisin keväällä ne saattoivat pyydystää pohjassa talvehtineita ankeriaita. Kuvassa 9 mainittujen kalalajien lisäksi olivat harvinaisina ravintokohteina turska (*Gadus morhua*), hauki (*Esox lucius*), pasuri (*Blicca bjoerkna*), lahna (*Abramis brama*), piikkisimp-pu (*Taurulus bubalis*) ja made (*Lota lota*).

Kalmarin alueen saalisalojen ”optimipituus” oli 20–25 cm, ja seuraavaksi halutuimpia olivat 15–20 cm:n pituiset kalat. Vuonna 1992 ahvenen keskikoko oli 21 cm, särjen 19 cm ja isosimpun 26 cm. Kivinilkalla tavallisin koko oli 15–20 cm, kiiskellä 10–15 cm ja säyneellä 20–25 cm. Suurimmat kalayksilöt olivat säyne (35 cm) ja ankerias (50 cm).

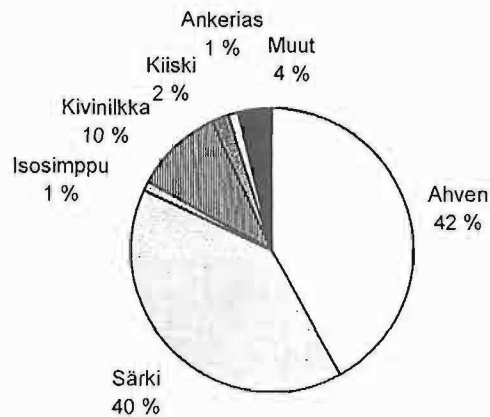
Tanskassa tehtiin laaja kymmenvuotinen ravintotutkimus, joka kattoi 98 % merimetsopopulaatiosta. Saalisaloja määritettiin kaikkiaan lähes 40 lajia. Kuvassa 10 on esitetty kahden eri ajanjakson saalisalajakauma tärkeimpien lajien osalta (Hald-Mortensen 1995). Katso myös taulukko 3.

Venäjällä, itäisen Suomenlahden Fiskarin ja Dolgij Rifin kolonioissa kerättiin 1995 merimetson pesäpoikasten oksennuksia, joista määritettiin kalalajit. Poikasten ravintokalat olivat (yleisyysjärjestyksessä) kivinilkka, ahven, pienikokoinen lahna, särki, kiiski, kuore (*Osmerus eperlanus*), silakka ja siika (*Coregonus spp.*) (Gaginskaya 1995).

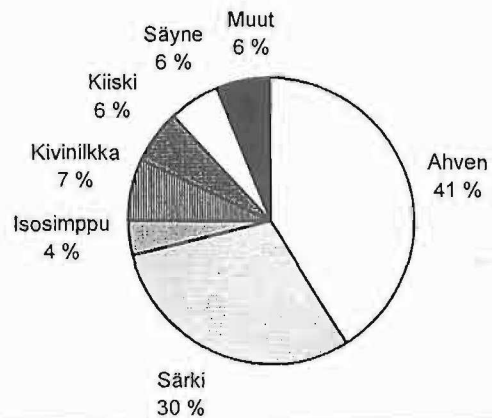
**Merimetson ravinto Ruotsin Svartöissä vuosina 1975-1976.  
Saaliskalamäärä 1550 yksilöä.**



**Merimetson ravinto Ruotsin Svartöissä vuonna 1992.  
Saaliskalamäärä 240 yksilöä.**



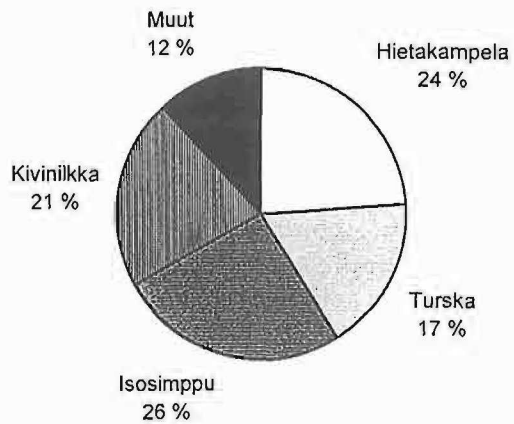
**Merimetson ravinto Ruotsin Gåsöissä 1992.  
Saaliskalamäärä 340 yksilöä.**



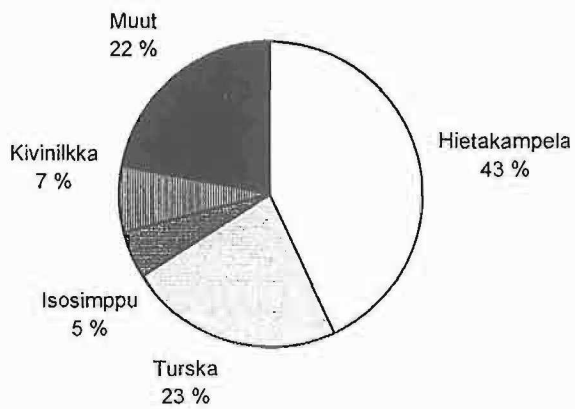
Kuva 9. Merimetson ravinto Ruotsissa tehdyissä saaliskalatutkimuksissa vuosina 1975-76 (Jonsson 1979) ja 1992 (Lindell & Jansson 1994).



**Merimetson ravinto Tanskassa vuosina  
1980-1983.**



**Merimetson ravinto Tanskassa vuosina 1992-1994.**



Kuva 10. Merimetson ravinto Tanskassa vuosina 1980-83 ja 1992-94 tehtyjen tutkimusten mukaan (Hald-Mortensen 1995).

# 10

## Merimetson ympäristövaikutukset

Pesimäkolonioiden aiheuttamia metsätuhoja lukuun ottamatta merimetson ei ole todettu haittaavan ekosysteemien toimintaa (esim. Veldkamp 1996a). Merimetsovahingoista ympäristöviranomaisille osoitettuun kyselyyn vastanneet kymmenen Euroopan maata mainitsivat vain kalanviljelylaitoksille ja kalastajille aiheutetut vahingot. Ruotsissa ilmoitettiin esiintyvän paikallisia metsätuhoja (Gromadzka & Gromadzki 1997).

### 10.1 Kasvillisuusvaikutukset

Merimetson pesimäyhdyskuntien vaikutus kasvillisuuteen on yleensä pienialaista, mutta metsäpesintöjen ollessa kyseessä se on pesäpuiden osalta kohtalokasta.

Merimetson puissa pesivät yhdyskunnat saattavat tuhota osan pesimämetsästään jo muutamassa vuodessa. Tämä johtuu lintujen erittämistä ulosteista ja oksien katkomisesta pesätarpeiksi. Puustolle aiheutetut haitat ovat kuitenkin pienialaisia, koska merimetsot pesivät tiheissä yhdyskunnissa. Yhdyskunnan kasvaessa merimetsojen täytyy ottaa käyttöönsä uusia, terveitä puita tai siirtyä pesimään pensasiin, kaatuneille puunrungoille ja maahan (esim. Veldkamp 1996a). Ruotsin Svartön saarella, joka suojeltiin alun perin komean männikkönsä vuoksi 1921, oli runsaat 160 suurikokoista puuta 1975, mutta vuonna 1993 jäljellä oli vain parikymmentä. Tällöin enää 10 % 3 500 parin merimetsokoloniasta pesi puissa (Lindell & Jansson 1994).

Nykyään Itämeren saaristoon syntyvät uudet yhdyskunnat asettuvat lähes poikkeuksetta puuttomille tai lähes puuttomille luodoille pesien kivikoissa, kallioidilla tai pensaissa. Kuten muissakin saariston lintuyhdyskunnissa, ulosteet aiheuttavat typensuosijakasvien lisääntymistä. Ongelmia saattaa ilmaantua, mikäli kasvistoon kuuluu uhanalaisia lajeja tai alue on maisemallisesti arvokas (esim. Lindell *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

### 10.2 Linnustovaikutukset

Merimetsot pesivät usein muiden lintulajien yhdyskunnissa, puissa haikarayhdyskunnissa ja Itämeren luodoilla haahkojen, loppilintujen ja ruokkilintujen joukossa. Toistaiseksi merimetson ei ole havaittu aiheuttaneen vakavia haittoja muulle linnustolle. On arveltu, että merimetsa saattaa jopa hyödyttää muuta pesimälinnustoa estämällä minkin aiheuttamia tuhoja. Myöskään ravintokilpailun ei ole todettu vähentävän muiden kalaa syövien lintulajien pesimä- tai muutonaikaisia määriä.

Harmaahaikarayhdyskunnissa merimetsot valtaavat jonkin verran haikaroiden pesiä ja pakottavat niitä siirtymään yhdyskunnan reuna-alueille, jolloin pesivien haikaraparien määrä saattaa toisinaan vähentyä (Veldkamp 1996a, Samusenko *et al.* 1997, Engström 1997a).

Pesiessään puuttomilla luodoilla merimetsot valtaavat tilaa muilta linnuilta, mikä ei yleensä johda pesimälinnuston merkittävään vähenemiseen. Tämä on todettu sekä Tanskassa että Ruotsissa, joskaan tieteellisiä tutkimuksia aiheesta ei ole tehty. Esimerkiksi Vänernin järven pesimäluodolla ovat loppikannat pysyneet vakaina merimetsojen lisääntymisestä huolimatta. Itä-Götanmaan saaristossa ei ole havaittu haahkan (*Somateria mollissima*) tai ruokin (*Alca torda*) vähentyneen merimetsoluodoilla, ja erääseen koloniaan asettui uudisasukkaaksi räyskäyhdyskunta (*Sterna caspia*). Myös kala- ja lapintiiirayhdyskunnat (*S. hirundo* & *paradisaea*) pesivät usein merimetsokolonioissa. Varis (*Corvus corone*) oli ainoa lintulaji, jonka todettiin hävinneen joiltakin luodoilta merimetsojen vallattua puut ja pensaats (Lindell 1994b, Veldkamp 1996a, Engström 1997a).

Merimetsolla saattaa olla myös muuta linnustoa hyödyttäviä vaikutuksia. Ruotsin Södermanlandin saariston kahdella merimetsoluodolla havaittiin pesiviä etelänkiisloja (*Uria aalge*) kesällä 1996. Koska laji ottaa Itämerellä erittäin harvoin käyttöönsä uusia pesimäpaikkoja, on mahdollisena selityksenä ilmiölle esitetty, että merimetsa pystyisi isokokoisena lajina pitämään minkin kurissa pesimäluodoilla (Staav 1997).

Puolassa havaittiin merimetsojen vallanneen harmaalokeilta (*Larus argentatus*) parhaat pesäpaikat pienellä 0,6 hehtaarin puuttomalla luodolla, minkä seurauksena loppkien parimäärä romahti alle neljänneksen vuosina 1985–92. Todennäköisenä seurauksena oli myös uuden harmaalokkiyhdyskunnan synty läheisen sataman katoille. Kahden sisämaajärven luodoilla harmaalokit taas asettuivat pesimään merimetsojen pesäpuiden alle käyttäen ravintonaan merimetsojen ruokajätöksiä (Górski & Pajkert 1997).

Merimetsan vaikutuksia kalaa syövän silkkiuikun pesimäkantaan on seurattu Hollannissa Beulakerwieden 1 000 hehtaarin suuruisella järvellä. Täällä silkkiuikun pesimäkanta on kasvanut kymmenen viime vuoden aikana (Veldkamp 1996b). Järvellä havaittiin talvella 1995 myös poikkeuksellisen suuria määriä ui-veloita (*Mergus albellus*) ja isokoskeloita (*M. merganser*), jotka kalastivat samassa parvessa merimetsojen kanssa. Todennäköisesti saatavilla oli runsaasti sopivan kokoista pikkukalaa merimetsojen harvennettua kookkaampaa (15–25 cm) kalas- toa (Overdijk & Veldkamp 1995).

### 10.3 Vesistövaikutukset

Merimetsan pesimäkolonioiden ei ole todettu vaikuttavan haitallisesti vesistöjen laatuun, paitsi suurten yhdyskuntien välittömässä läheisyydessä. Viime aikoina on saatu viitteitä myös positiivisista vaikutuksista veden laatuun alueilla, joilla merimetsot saalistavat suuria määriä särkikaloja.

Vesiä rehevöittävä ravinnekuormitus on jatkuva ongelma ympäri Eurooppaa aiheuttaen mm. haitallisia leväkukintoja ja kalalajiston kehittymisen ihmisen kan- nalta ei-toivottuun suuntaan. Vaikka ravinnekuormaa ihmisen toimesta vähen- nettäisiin, vesi jää sameaksi särkikalajien saalistaessa eläinplanktonia ja aiheutta- en näin kasviplanktonin lisääntymisen. Erääksi ratkaisuksi ongelmaan on todettu särkikalajien tehokalastus; tämä on tuloksellista kuitenkin vain pienialaisilla vesi- alueilla (esim. Hosper & Jagtman 1990, Veldkamp 1996a).

Rehevöityneissä ja samentuneissa vesistöissä runsaasti lisääntyneet särki- kalat, etenkin särki ja lahna, ovat monin paikoin Euroopassa merimetson tärkeintä ravintoa. Merimetsojen tehokas särkikalojen saalistus on todennäköisesti aiheuttanut Hollannissa Overijsselin ja Beulakerwieden järvien vesien kirkastumista viime vuosina, ja samanlaisia positiivisia havaintoja on tehty Tanskassa Brændegårdin järvellä (Veldkamp 1996a).

Unkarin Balatonjärvellä arvioitiin 1 500 parin kolonian kalasaaliiksi 416,6 tn vuonna 1983. Merimetsojen laskettiin poistaneen järvestä 12,5 tn typpeä ja 3,1 tn fosforia ravintonsa mukana vuodessa, joka on noin 2 % Zalajoen Balatonjärveen tuomasta typpi- ja fosforikuormasta. Vastaavasti merimetsot tuottivat ulosteissaan pienemmän määrän ravinteita (poikaset käyttivät osan kasvuunsa), joista osa sitoutui pesimäpaikan maaperään ja kasvillisuuteen (Gere & Andrikovics 1992).

Merimetson pesimäkolonioiden ja levähdyspaikkojen lähetyvillä vesien typpi-, fosfori- ja kolibakteeripitoisuudet saattavat kohota voimakkaasti pesimäkauden kuluessa. Hollannissa Naardermeerin kolonian (2 660 paria) arvioitiin tuottavan 20 hehtaarin suuruiselle pesimäalueelleen kuivapainoltaan 65,8 tn guanoa vuodessa, ravinnepitoisuudeltaan 494 kg typpeä/ha ja 66 kg fosforia/ha vuodessa (Denneman & De Vries 1985). Tanskassa erään järven fosforipitoisuudet ovat kohonneet huomattavasti kymmenen vuoden jaksolla suuren merimetsokolonian hakiessa ravintonsa pääosin merialueelta ja vapauttaessa ravinteet järvellä sijaitsevaan koloniaan (Veldkamp 1996a).

## 10.4 Kalataloudelliset vaikutukset

Merimetson on todettu aiheuttavan eriasteisia haittoja kalastukselle ja kalanviljelylle. Kalanviljelylle aiheutetut haitat ovat paremmin todennettuja kuin kalastukselle aiheutetut, ja ne voivat olla huomattavia (esim. Steiner 1988, Muselet 1991, Osieck 1991, Zimmerman & Rutsche 1991b). Esimerkiksi Sveitsissä kalastus- ja linnustonsuojelujärjestöjen tulkinnat joki- ja järviolueilla tehdyistä tutkimuksista ovat voimakkaasti ristiriitaiset keskenään (Pedroli & Zaugg 1995, Veldkamp 1996a).

Euroopan ympäristöviranomaisille osoitetussa kyselyssä ainakin Hollannissa, Kroatiassa, Puolassa, Ranskassa, Saksassa ja Tšekissä pidettiin merimetson kalanviljelylammikoille aiheuttamia vahinkoja vakavina. Ranska, Saksa ja Sveitsi mainitsivat vahingot järviolueilla sekä Ranska ja Saksa muilla vesialueilla (esim. jokivarsilla). Korvauksia merimetsovahingoista maksoivat ainakin Hollanti, Saksa ja Tanska (Gromadzka & Gromadzki 1997).

Saksassa arvioitiin merimetson aiheuttaneen vuonna 1992 vähintään 13–15 milj. DM:n vuosittaiset menetykset kalataloudelle kalanviljelyalueilla ja istutusvesillä (Dauster *et al.* 1993), ja Saksissa 7 300 hehtaarin vaikutusalueella laskettiin vahingoiksi 3 milj. DM vuonna 1991 (Brenner 1993).

### 10.4.1 Luonnonvedet

Yleisesti ottaen merimetson ei ole havaittu vaikuttavan merkittävästi kalalajiston koostumukseen luonnonvesissä. Pienialaisissa vesistöissä merimetsolla saat- taakin kuitenkin olla merkittäviä vaikutuksia kalakantoihin. Toisaalta merimetsa saa- listaa yleensä nuorempia ikäluokkia kuin ihminen, mikä vaikeuttaa taloudellista vertailua (esim. Jungwirth *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).

Hollannin Wanneperveenin koloniassa merimetson on havaittu saalistavan suhteellisen paljon loisten vaivaamia kaloja. Merimetsojen särkisaaliista todettiin 15–30 % olevan *Ligula intestinalis* -nauhamadon saastuttamia, kun paikallisten kalastajien saaliista vain 6,5 % oli saastunutta (Van Dobben 1952). Myös Tanskassa todettiin merimetsojen saalistamissa turskissa ja valkoturskissa (*Merlangius merlangius*) normaalia suurempia määriä *Lernaeocera branchialis* -loisen kantoja (Hald-Mortensen 1995).

Merimetso saattaa paikallisesti myös heikentää kalastoa toimiessaan kaloja väli-isäntinä käyttävien loisten pääisäntänä, joskaan syy-yhteyttä ei ole tieteellisesti todistettu. Irlannissa ammutuissa merimetsoissa todettiin lukuisia makeassa vedessä eläviä loismatolajeja, joista useimmat käyttävät kaloja väli-isäntinään (McCarthy *et al.* 1993). Saksassa, Baijerin Traunjoella ammutut 14 merimetsoa todettiin *Contracaecum spiculigerum* -sukkulamadon saastuttamiksi, ja niiden arveltiin levittävän kyseistä loista paikallisiin kalakantoihin (Graf zu Törring-Jettenbach *et al.* 1995).

### Virtaavat vedet

Itävallan puoleisen Tonavan ja Marchjoen suistoissa, missä merimetson saalis koostuu pääosin taloudellisesti arvottomista kalalajeista, merimetso ei ole aiheuttanut pysyviä muutoksia kalapopulaatioille. Saaliin määräksi on arvioitu 5–9 % kalaston biomassasta (Kohl 1995, Zuna-Kratky & Mann 1995).

Pienissä virtaavissa vesissä merimetson vaikutukset kalastoon voivat olla huomattavia, etenkin pienituottoisilla alueilla. Itävallassa, Mattigjoen alajuoksulla, missä havaittiin noin 150 merimetsoa talvella 1990–91, todettiin seuraavana keväänä erittäin vähäinen kalakanta. Merimetsot eivät palanneet seuraavina talvina, ja lokakuussa 1993 laskettiin kalaston biomassassa 5–10 -kertaiseksi verrattuna maaliskuuhun 1991 (Kainz 1994).

Isossa-Britanniassa on tehty lukuisia tutkimuksia merimetson käyttämästä ravinnosta ampumalla lintuja jokivarsilla ja jokisuilla samaan aikaan, kun nuoret lohet vaeltavat mereen. Vatsanäytteiden analyysissä lohet muodostivat useimmissa tapauksissa mitättömän osan merimetson ravinnosta, ja vain joillakin alueilla yläjuoksilla oli lohien osuus saaliista merkittävä (Marquiss & Carss 1994). Pohjois-Irlannin Bushjoella taas arvioitiin merimetsojen saalistaneen vuoden 1986 vaelluksella 63–73 % nuorista luonnonlohista ja 22–46 % nuorista kasvatuslohista sekä vuosien 1991 ja -92 vaelluksilla yhteensä 47 % ja 24 % nuorista lohista (Warke & Day 1995).

Saksassa on arvioitu merimetson heikentävän merkittävästi eräiden jokialueiden kalakantoja. Esimerkiksi Lechjoella merimetsoa on arveltu syypääksi harjuksen (*Thymallus thymallus*) saaliin romahtamiseen kymmenesosaan kolmen vuoden aikana (Rempe 1991). Myös Baijerin kahdella säännöstelemättömällä joella merimetsokannan kasvamisen todettiin korreloivan positiivisesti harjuskantojen pienenemiseen, mutta muilla kalalajeilla ei todettu merkittäviä muutoksia (Wissmath *et al.* 1993). Baijerissa harjuksen saalistus keskittyy kutukauden alkuun tammi–helmikuulle (Keller 1995). Lennejoella todettiin harjusten vähentyneen selvästi merimetsojen talvehtimisen jälkeen 1996, mutta purotaimenen (*Salmo trutta m. fario*) esiintymisessä ei havaittu muutoksia. Toisaalta tulosten tulkintaa vaikeutti jokiosuuden kutukelpoisuuden vakava heikentyminen parina edeltävänä vuonna (Frenz *et al.* 1997).



Tonavan yläjuoksun sähkökalastuksissa todettiin harjuksen ja monien muiden kalalajien vähentyneen sen jälkeen, kun merimetsot alkoivat talvehtia alueella (BNL *et al.* 1993). Toisaalla Tonavan säännöstelemättömissä osissa tehdyissä tutkimuksissa ei taas havaittu merkittäviä muutoksia kalastossa tai ihmisen kalasaaliissa (Keller & Vordermeier 1994).

## Järvet

Hollannin patojärvillä (IJsselmeer, Markermeer) tutkittiin kaupallisen kalastuksen ja merimetson suhdetta merimetsokantojen ollessa vahvimmillaan 1990-luvun alussa. Merimetson kalankulutuksen arvioitiin pienentävän suuresti kaupallisen kalastuksen kuha (*Stizostedion lucioperca*)- ja ahvensaaliita. Sen sijaan merimetson ankeriaankulutukseksi IJsselmeerillä arvioitiin alle 5 % kaupallisen kalastuksen saaliin määrästä (Van Dam *et al.* 1995).

Merimetso saattaa vähentää paikallisesti myös särkikalojen suhteellisia määriä. Eräillä alueilla Hollannissa merimetson on arveltu parantavan ankeriaan elinolosuhteita saalistamalla sen kanssa samasta ravinnosta kilpailevia lahnaa ja särkeä. Merimetson vaikutukset voivat ilmetä myös kalojen kokoluokkien muutoksina merimetson saalistaessa yleensä 15–25 cm mittaisia kaloja (Veldkamp 1996a).

Suurilla järvillä merimetson vaikutus kalakantoihin on vaikeasti mitattavissa. Saksassa tutkituilla kolmella järvellä ei merimetsolla havaittu olevan selvää vaikutusta järvitaimenkantoihin (*Salmo trutta m. lacustris*) (Wissmath *et al.* 1993). Baijerissa talvehtivat merimetsot saalistivat siikaa vain kutuaikana joului-kuussa (Keller 1995).

Isossa-Britanniassa kalanistutukset järviin ja lammikoihin ovat lisääntyneet voimakkaasti 20 viime vuoden aikana, ja talvehtivat merimetsot ovat oppineet hyödyntämään lisääntyneitä kalakantoja. Esimerkiksi Skotlannissa eräällä järvelä ammutut merimetsot käyttivät ravinnokseen yksinomaan kirjolohta (*Salmo gairdneri*) (Marquiss & Carss 1994). Englannissa ja Walesissa merimetsot hyödyntävät urheilukalastusvesiä ympäri vuoden, ja suurimmat keräntymät tavataan talvisaikaan. Lisääntyneet merimetsomäärät eivät kuitenkaan vaikuttaneet kirjolohen saalismääriin 167 vesialueella neljänä tutkimusvuonna 1988–93 (Kirby 1995).

Sveitsissä ammattikalastajien pyytämät, taloudellisesti arvokkaiden lajien kokonaissaaliit olivat vakaita 15 tutkimusjärvellä 1983–92 (Pedroli & Zaugg 1995).

Etelä-Ruotsin järvillä todettiin 5–30 %:ssa pyydytyistä ankeriaista merimetson purentajälkiä, jotka kuitenkin vain harvoissa tapauksissa heikensivät kalojen myyntiarvoa. Vänernillä erityisesti siassa esiintyi purentajälkiä, käsittäen pahimmillaan jopa puolet saaliista. Osa vaurioista saattoi kuitenkin olla loppien aiheuttamia (Engström 1997a).

## Merialueet

Tanskassa tehtiin kymmenvuotinen merimetson ravintotutkimus, joka kattoi 98 % koko populaatiosta (Hald-Mortensen 1995). Saatuja tuloksia verrattiin merimetson tärkeimpien saaliskalojen osalta viralliseen kalasaalistilastoon 1994, jolloin Tanskassa pesi 37 748 merimetsoparia eli koko Euroopan vahvin pesimäkanta (taulukko 3, ks. myös kuva 10).

Tanskan voimakkaan merimetsopopulaation arveltiin kilpailevan kalastajien kanssa ainakin hietakampela (*Limanda limanda*)-, ankerias- ja turskasaaliista. Ihmisen pyytämästä määrästä merimetson arvioitiin saalistavan hietakampelaa 49 %, ankeriasta 27 % ja turskaa 13 %. Merimetsot saalistavat kuitenkin nuorempia vuosiluokkia kuin ihmiset, mikä vaikeuttaa taloudellista vertailua. Tanskassa esim.

hietakampelan ja turskan osalta merimetson saalistus ei kohdistunut sukukypsien yksilöihin (Hald-Mortensen 1995). Vain ankeriaan osalta merimetso ja ihminen kilpailevat samoista vuosiluokista (Veldkamp 1996a).

Taulukko 3. Merimetson kymmenen tärkeimmän kalalajin saaliit (tonnia/vuosi) verrattuna viralliseen kalasaalistilastoon samalla alueella Tanskassa 1994 (Hald-Mortensen 1995).

Kalalaji	Merimetson saalis (tn/v)	Ihmisen saalis (tn/v)
Turska <i>Gadus morhua</i>	1 353	10 277
Hietakampela <i>Limanda limanda</i>	1 198	2 447
Isosimppu <i>Myoxocephalus scorpius</i>	508	0,07
Kivinilkka <i>Zoarces viviparus</i>	430	7
Kampela <i>Platichthys flesus</i>	309	1 941
Mustatokko <i>Gobius niger</i>	150	0
Ankerias <i>Anguilla anguilla</i>	141	525
Ahven <i>Perca fluviatilis</i>	127	24
Kolmipiikki <i>Gasterosteus aculeatus</i>	68	0
Silakka <i>Clupea harengus</i>	53	25 155
Yhteensä	4 337	40 376

Ruotsin itärannikolla tehdyissä merimetson saaliskalatutkimuksissa 1975–76 (Jonsson 1979) ja 1992 (Lindell & Jansson 1994) todettiin saaliin koostuvan pääosin taloudellisesti vähäarvoisista lajeista (ks. kuva 9).

#### 10.4.2 Kalanviljelyalueet

Hollannissa, Lelystadin 220 hehtaarin kalanviljelylammikoilla, läheisen pesimäkolonian merimetsoit aiheuttivat karpin (*Cyprinus carpio*) tuotannon lopettamisen saalistettuaan 20–97 % eri lammikoiden kalastosta (Moerbeek *et al.* 1987, Osieck 1991).

Isossa-Britanniassa kalanviljely on keskittynyt merilohen (*Salmo salar*) ja kirjolohen kasvatukseen kelluvissa verkkoaltaissa. Skotlannissa 1985–87 tehdyissä tutkimuksissa merimetsoit eivät kyenneet pyydystämään lohikaloja verkkoaltaista, mutta aiheuttivat kaloille kuolettavia vammoja yrittäessään hyökätä verkon läpi. Merimetsojen aiheuttamat tappiot olivat kuitenkin pieniä verrattuna kalojen yleiseen kuolevuuteen verkkoaltaissa. Merimetsoit saivat saaliikseen enimmäkseen luonnonkalaa ja verkkoaltaista karanneita lohikaloja, jotka oleilivat kasvatusalaiden läheisyydessä (Carss 1992). Kalarunsaus on tällaisilla viljelyalueilla niin hokutteleva, että merimetsojen ampuminenkaan ei tuota toivottua tulosta. Kaloille aiheutuvia vammoja voidaan ehkäistä vedenalaisella suojaverkolla. Isossa-Britanniassa merimetsoit eivät ole aiheuttaneet suuria ongelmia kalanviljelylammikoilla; todennäköisesti lammikoiden pieni koko rajoittaa merimetsojen kerääntymistä niille (Carss & Marquiss 1992, Marquiss & Carss 1994, Kirby *et al.* 1997).

Ranskassa, Loiren ja Rhônen läheisillä perinteisillä kalanviljelyalueilla, merimetsojen kasvavat talvehtijamäärät ovat aiheuttaneet vakavia konflikteja ja tuotannon heikkenemistä 1980-luvun lopulta lähtien. Esimerkiksi Brennen kalanvil-

jelylammikoilla merimetsojen kalankulutukseksi laskettiin 126 tn elokuusta 1989 syyskuuhun 1990, mikä on 10–13 % vuosituotannosta. Merimetsojen lukumäärät lammikoilla vaihtelivat 25–800 yksilöön (Muselet 1990, 1991, Goyon 1993).

## **10.5 Haittojen torjunta kalanviljelyalueilla**

Kalanviljelylammikoilla käytetään erilaisia pelotteita vähentämään merimetsojen määriä. Pelotteiden käyttö tulisi aloittaa ennen kuin merimetsot ovat oppineet säännöllisesti ruokailemaan lammikoilla, koska pelotteiden vaikutus on sitä heikompi, mitä kauemmin linnut ovat hyödyntäneet helppoa ravintokohdetta. Vaikutus on tehokkain, kun pelotteita käytetään ennen kuin merimetsot ehtivät laskeutua kohteelle (Veldkamp 1996a).

Erilaiset äänipelotteet (räjähdys tai vihellys), ilmaan laukaistavat raketit ja automaattiajoituksella toimivat kaasuräjähdytyskit ovat alkuvaiheessa tehokkaita pelottimia, mutta myöhemmin merimetsot tottuvat samanlaisina toistuviin ärsykkeisiin. Vaikutuksen parantamiseksi ja pidentämiseksi tulisikin käyttää useita eriäänisiä pelotteita, joiden sijoittelua ja toiminta-ajoitusta muutetaan 1–3 vuorokauden välein. Myös ihmistä matkivat pelättimet ja lammikoiden tuntumaan parkkeeratut autot, joiden sijoitusta muutetaan muutaman päivän välein, tehostavat äänipelotteiden vaikutusta (Busnel & Giban 1968, Brugger 1995, Veldkamp 1996a).

Pelotteina on käytetty myös mm. radio-ohjattavia pienoislennokkeja, haukankuva-atrappeja, ilmapalloja, helikoptereita, ultrakevyitä lentokoneita, poikasten hätäääninauhoitteita ja ultraääniä. Vaikutus on ollut joko lyhytaikainen tai olematon, tai menetelmä on osoittautunut liian kalliiksi (Keller & Vordermeier 1994, Veldkamp 1996a). Kalanviljelylammikoiden läheisillä yöpymispaikoilla on laserkiväärillä ammuttu, ei-kuolettava lasersädekimppu todettu tehokkaaksi pelotteeksi (vaikutusetäisyys 2,3 km) (Trolliet 1993a).

Kalanviljelylammikoiden langoittaminen (esim. nailonlangoilla) vaikeuttaa merimetsojen laskeutumista lammikoille ja etenkin poistumista niiltä (Moerbeek *et al.* 1987). Merimetsot oppivat kuitenkin välttämään lankoja ja voivat jopa kävellä lammikoille ja niiltä pois. Lisäksi langoitus vaikeuttaa myös muiden lintulajien pääsyä lammikoille. Menetelmä ei tehoa alueilla, joilla kalankasvatus on laajaa ja intensiivistä. Parempi teho saavutetaan siellä, missä on vaihtoehtoisia ravintokohteita lähettävillä (Trolliet 1993b, Veldkamp 1996a).

Kalanviljelylammikoiden peittäminen verkoilla on tehokas keino estää merimetsojen pääsy lammikoille. Kustannukset ovat kuitenkin korkeat, ja vain pieniä lammikoita voi käsitellä tällä tavoin. Menetelmän haittana pidetään myös sitä, että se estää muiden lintulajien pääsyn kalanviljelylammikoille (Trolliet 1993b). Lammikoiden verkotus (silmäkoko 10–12 cm) noin kolmen metrin rivivälein vähentää ilmeisen tehokkaasti merimetsojen saalistusta niillä. Tällöin verkot tulee ankkuroida lähelle pohjaa, jotta merimetsot eivät pääse sukeltamaan osastosta toiseen. Lisäksi verkkorivit tulee sulkea päätyverkoilla. Menetelmän kustannuksiksi on arvioitu 3 000 DM/ha (Reichle 1994).

Lohikalojen viljelyssä käytettävien verkkoaltaiden suojaaminen vedenalaisilla verkoilla vähentää jonkin verran merimetsan aiheuttamia vahinkoja (Carss & Marquiss 1992). Tehokkaimpia ovat kassimaiset suojaverkot, jotka sijoitetaan mahdollisimman etäälle verkkoaltaista siten, etteivät merimetsot pääse työntämään niitä kiinni toisiinsa (Carss 1990).

Estämällä uusien pesimäkolonioiden synty kalanviljelyalueiden lähistölle, voidaan merimetsojen aiheuttamia ongelmia ehkäistä monissa tapauksissa (Keller & Vordermeier 1994). Merimetsojen ampuminen kalanviljelyalueilla on luonnollisesti tuloksellista, mutta tällöinkin saapuu aina uusia yksilöitä tapettujen tilalle (esim. Veldkamp 1996a).

# Merimetsopopulaation uhkatekijät

Ihmistä lukuun ottamatta merimetsolla ei ole juurikaan vihollisia. Ennen kuin luonnonsuojelu sai jalansijaa Euroopassa, merimetsokolonioiden tuhoaminen oli yleinen tapa kalastajaväestön keskuudessa. Nykyään merimetsokantaa säännöstellään vain rajoitetuilla alueilla siellä, missä lajin epäillään aiheuttavan vakavia haittoja kalataloudelle tai muulle luonnolle. Kuitenkin myös laiton vaino on yhä melko yleistä monissa Euroopan maissa. Vainon johdosta on merimetsan levinneisyyskuva pirstoutuneempi ja kuolleisuus korkeampi kuin muuten. Tästä huolimatta Euroopan merimetsopopulaatio on kasvanut eksponentiaalisesti jo parikymmentä vuotta, eivätkä ihmisen vainotoimet uhkaa sitä kuin paikallisesti koloniatasolla.

Merimetsolla ei ole todettu kohtalokkaita tautiepidemioita. Sen sijaan Yhdysvalloissa amerikanmerimetsokolonioissa havaittiin kesällä 1992 samanaikaisesti kahdeksalla eri alueella Newcastlen virustauti (NVND), joka tappoi enimmillään 80–90 % yksittäisen kolonian poikasista vanhojen lintujen säästyessä kokonaan tuhoilta (Meteyer *et al.* 1997).

Ison-Britannian rannikon tarkkaan seuratuilla Farne-saarilla todettiin poikkeuksellinen lintujen joukkokuolema touko–kesäkuussa 1968. Suurimmat tappiot kohtasivat karimetsoa, jonka pesimäkannasta noin 80 %:n arvioitiin menehtyneen. Myös merimetsoja, haahkoja, sekä lokki- ja ruokkilintuja menehtyi vaihtelevissa määrin. Tutkimuksissa päädyttiin alkueläimiin kuuluvien siimaeläinten erittämään hermomyrkkyyteen, jonka vaikutukset ovat samantapaiset kuin orgaanisten klooriyhdisteiden aiheuttamissa akuuteissa myrkytyksissä. Samaan aikaan lähialueiden sinisimpukat (*Mytilus edulis*) aiheuttivat ihmisille myrkytysoireita, jotka muistuttivat lintujen vastaavia, ja myrkyllisiä simpukoita löytyi erityisen runsaasti Farne-saarten lähistöltä. Myrkyn epäiltiin levinneen laajalle ravintoketjussa, ja karimetsoa pidettiin erityisen herkkänä vaikutuksille, koska muilla lajeilla tappiot olivat suhteellisesti pienempiä. (Coulson *et al.* 1968).

Merikotka tai petonisäkkäät, kuten kettu, voivat satunnaisesti verottaa merimetsoja, mutta esimerkiksi minkin ei ole havaittu aiheuttavan tuhoja merimetsokolonioissa (Staav 1997).

Merimetsoja hukkuu joillakin alueilla erityisesti pohjaverkkoihin, Ruotsissa muutamia satoja ja Tanskassa useita tuhansia yksilöitä vuosittain. Suurin osa hukkumisista koskee nuoria lintuja loppukesällä (Engström 1997a).

## 11.1 Ympäristömyrkyt

Merimetsan menestymisen suurimpana uhkana ovat kalaravinnon sisältämät ympäristömyrkyt, jotka rikastuvat merimetsan elimistöön siirtyen edelleen muniin ja poikasiin. Ympäristömyrkköjen vaikutuksia pesinnän eri vaiheissa on kuvattu aiemmin useilla eri lintulajeilla. Etenkin klooratut hiilivedyt, kuten polyklooratut bifenyylit (PCB) ja DDE-yhdisteet, voivat heikentää pesimätulosta monin tavoin. Vaikutus voi ilmetä esimerkiksi pesivien lintujen käyttäytymishäiriöi-



nä (esim. Peakall & Peakall 1973), munien hedelmällisyyden heikentymisenä tai alkiovaiheen kuolleisuuden kohoamisena (Furness & Hutton 1980, Weseloh *et al.* 1983). Kohonneet PCB-pitoisuudet voivat myös viivästyttää muninnan aloitusta (Koval *et al.* 1987), kun taas DDT- ja DDE-yhdisteet aiheuttavat munankuoren ohentumista (esim. Ratcliffe 1970, Lundholm 1987).

## Öljy

Öljyonnettomuudet voivat olla vakava uhka merimetsoille. Tähän mennessä Euroopasta ei kuitenkaan tunneta nimenomaan merimetsoja kohdanneita suuronnettomuuksia. Vuotuisessa Pohjanmeren rannikkoseurannassa (Beached Bird Survey) Hollannissa löydetystä kuolleista merimetsoista ( $n=100$ ) vain 9 % on ollut öljyn tahrimia vuoden 1986 jälkeen, kun kaudella 1969–85 osuus oli 37 % ( $n=83$ ) (Camphuysen 1995).

## Orgaaniset klooriyhdisteet

Hollannissa Wanneperveenin kolonian romahtaminen 2 000 parista 50 pariin vuosina 1950–70 johtui ainakin osaksi ruokailualueen suurista tuholaismyrkkypitoisuuksista (DDT ja muut orgaaniset klooriyhdisteet). Haitallisimpien tuholaismyrkkujen käyttökiellon jälkeen alkoi kolonia elpyä 1970-luvulla (Veldkamp 1986, 1996a).

Hollannissa analysoitiin 1970-luvun alussa kahden kuolleena löydetyn merimetson PCB-pitoisuudet, jotka todettiin niin suuriksi, että linnut todennäköisesti kuolivat akuuttiin myrkytykseen. Samaan aikaan kerättiin Naardermeerin koloniasta 63 merimetson munaa, joiden kuoret olivat ohentuneet 9,8 % museoaineistoon verrattuna. Munien PCB- ja erityisesti DDE-pitoisuuksien todettiin korreloivan negatiivisesti munankuoren paksuuteen (Koeman *et al.* 1972, 1973).

Hollantiin 1978 syntyneen Dordtse Biesboschin kolonian kasvu käynnistyi poikkeuksellisen hitaasti ja epäsäännöllisesti; lisäksi pesimätulos oli erittäin huono 1980-luvun lopulla. Vertailtaessa Dordtse Biesboschin koloniaa kuuteen muuhun koloniaan eri alueilla, havaittiin useita negatiivisia piirteitä: muninta oli myöhäisempi ja munaluku pienempi, munankuoret olivat ohentuneet kriittisille rajoille (13,5 %:n ohentuminen museomateriaaliin verrattuna), ja alkio-/sikiövaiheen kuolleisuus oli suuri, mistä seurasi alhainen kuoriutuvuus. Lisäksi pesäpoikasten kuolleisuus oli suuri etenkin ensimmäisinä elinviikkoina. Kolonia sijaitsi pahoin saastuneella Rein- ja Meusejokien sedimentaatioalueella. Ravintokalojen PCB-pitoisuuksien epäiltiin vaikuttaneen myöhäiseen pesinnän aloitukseen, ja DDE-pitoisuudet korreloivat munankuorten ohentumiseen. Munien heikentyneen kuoriutuvuuden ja vastakuoriutuneiden poikasten korkean kuolleisuuden todettiin korreloivan munien kohonneisiin PCB-pitoisuuksiin (Boudewijn & Dirksen 1995, Dirksen *et al.* 1991, 1995).

Dordtse Biesboschin koloniassa tutkittiin 1989 myös vastakuoriutuneita poikasia, joissa havaittiin useita epänormaaleja morfologisia, biokemiallisia ja fysiologisia muutoksia. Muutoksien todettiin korreloivan ruskuaispussin PCDD-dioksiinien, PCDF-dibenzofuraanien ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksiin (Van den Berg *et al.* 1995).

Merimetso on levittäytynyt voimakkaasti kohti Itämeren pohjoisosia 1980-luvulta lähtien. Virossa pesimäkanta kasvoi 21 parista 3 500 pariin vuosina 1987–97 ja Ruotsissa 3 450 parista 15 200 pariin 1988–94, minkä jälkeen kasvu heikkeni olennaisesti. Todennäköisesti pesimäkanta kasvaa eksponentiaalisesti myös Suomessa lähimmät 10–15 vuotta, jolloin 1 000 parin raja ylitettäisiin jo 5–7 vuoden kuluessa. Laaja saaristo mataline vesialueineen mahdollistaa merimetson pesimäkannan nopean kasvun. Merimetson levittäytyminen myös joillekin Etelä-Suomen suurille järville on mahdollista, mutta tuskin todennäköistä lähitulevaisuudessa.

Erityisesti Saaristomeri ja Ahvenanmaa ovat otollisia alueita useiden suurten merimetsokolonioiden syntymiselle, koska vesialueet ovat laajalti merimetson ruokailualueiksi soveltuvia, alle 20 metrin syvyisiä. Samalle alueelle on keskittynyt myös suhteellisen paljon ammattikalastusta ja suuri osa kalanviljelylaitoksista, mikä tulee herättämään voimakasta keskustelua merimetson asemasta tulevina vuosina. Johtopäätösten tekemiseen tarvitaan tällöin myös kansallista tutkimustietoa merimetson ravinnosta, kalataloudellisista vaikutuksista ja keinoista mahdollisten haittojen ehkäisemiseksi.

### Vaikutukset ympäristöön ja kalatalouteen

Merimetson pesimäkolonioiden vaikutukset muuhun linnustoon eivät ole suuria, ja ne voivat olla myös positiivisia (Lindell 1994b, Veldkamp 1996a, Engström 1997a, Staav 1997). Puuttomilla luodoilla kasvillisuusvaikutukset eivät ole kovin merkittäviä, koska luotojen kasvillisuus on muutenkin niukkalajista. Vaikutukset veden laatuun saattavat olla positiivisia merimetson saalistaessa runsaasti särkikaloja (esim. Veldkamp 1996a).

Kalataloudelliset vaikutukset merialueilla vaihtelevat alueellisesti ja ovat vaikeasti mitattavissa kalakantojen vaihdellessa ”luontaisestikin” lyhyellä ja pitkällä aikavälillä. Mikäli merimetson saaliskalavalikoiman koostumus on Suomessa samansuuntainen kuin Ruotsin itärannikolla, missä särki ja ahven muodostavat 70–80 % saaliista, kalataloudelliset vaikutukset eivät tulisi olemaan merkittäviä. Särkikalajien saalistus on nähtävä positiivisena ilmiönä.

Merimetson aiheuttamat haitat kalanpyydyksissä oleville kaloille vaihtelevat alueittain ja ovat kausiluonteisia. Merialueilla vahingot eivät ole yleensä suuria. Ammattikalastajien pyydysten jatkuva suojaaminen merimetsoilta on vaikeaa tai mahdotonta (Engström 1997a). Ruotsissa ja Tanskassa on ammattikalastajille annettu alueellisia ja kausittaisia lupia ampua merimetsot 100–200 metrin säteellä kiinteistä pyydyksistä. Ruotsissa ammutaan muutamia satoja lintuja vuodessa. Toimenpiteen vaikutuksista ei ole julkaistua tutkimustietoa (ks. Engström 1997a, Veldkamp 1996a).

Suomessa kalanviljely on olennaisesti toisenlaista kuin Keski-Euroopassa, missä merimetso aiheuttaa vakavia taloudellisia menetyksiä erityisesti kalanviljelyammikoilla. Lisäksi vahingot ovat Keski-Euroopassa suurimmillaan Itämeren merimetsopopulaation levähtäessä siellä syysmuuton aikana ja talvella. Meri-

metsot tulevat kannan kasvettua ruokailemaan Suomen merialueilla vain puolet vuodesta maalís-huhtikuulta syyskuulle. Poikkeuksen muodostaa Ahvenanmaa, missä talvehtiva kanta on lisääntymässä.

Suomen merialueilla toimi 238 ruokakalalaitosta vuonna 1996. Laitosten kalanviljely tapahtuu lähes yksinomaan verkkoaltaissa, joita on keskimäärin viisi laitosta kohden (Suomen tilastollinen vuosikirja 1997). Suuri osa viljelystä on keskittynyt lounaiselle rannikko- ja saaristoalueelle sekä Ahvenanmaalle – alueille, joille myös merimetson levittäytyminen on mitä todennäköisintä.

Skotlannissa 1985–87 tehtyjen tutkimusten mukaan merimetsot eivät kykene saalistamaan verkkoaltaista meri- tai kirjolohia, mutta voivat aiheuttaa kaloille kuolettavia vammoja yrittäessään pyydystää niitä verkon läpi. Tappiot on kuitenkin arvioitu pieniksi verrattuna kalojen yleiseen kuolleisuuteen verkkoaltaissa, ja niitä voidaan ehkäistä erillisellä kassimaisella suojaverkolla. Koska verkkoaltaiden ravinnejäämät houkuttelevat paikalle runsaasti luonnonkalaa, saapuvat merimetsot herkästi hyödyntämään tätä mahdollisuutta, eikä niiden pelottelu edes ampumalla tuota aina tulosta (Carss 1990, 1992, Carss & Marquiss 1992).

### Rajoitustoimenpiteet

Ruotsissa merimetson pesimäkannan rajoittaminen alkoi vasta, kun populaatio oli kasvanut yli 11 000 pariin 1993, ja tällöin luvanvaraiset toimet rajattiin vain tiheimmän kannan alueelle (esim. Wirdheim 1994, Veldkamp 1996a). Tanskassa kansallinen suojelu- ja toimenpidesuunnitelma hahmottui pesimäkannan kasvettua yli 33 000 pariin 1992. Suunnitelmassa ei asetettu ylärajaa pesivän populaation suuruudelle vaan suositeltiin rajoitustoimia tietyillä tarkkaan rajatuilla alueilla, joilla merimetson ei toivottu enää lisääntyvän (Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 1992). Lähes kaikkialla Euroopassa merimetson levittäytyminen on ollut niin voimakasta, että yksittäisen maan kokonaispopulaation rajoitustoimet eivät ole tuottaneet tulosta pitkällä aikavälillä (esim. Veldkamp 1996a).

Nykyisten kannanrajoitustoimien vaikutuksista yksittäisiin pesimäkolonoihin ei ole julkaistu kattavia selvityksiä. Saatavilla olevien tietojen perusteella voidaan todeta seuraavaa:

- Munien rei'ittämisellä voidaan alentaa poikastuottoa maahan pesivissä kolonioissa. Menetelmän tehokkuudesta ei ole tutkimustietoa merimetson osalta. Mikäli käsitellään suuri määrä pesiä suhteessa kolonian kokoon, on vaarana, että linnut siirtyvät muualle pesimään pian toimenpiteen jälkeen. Näin kävi Tanskassa 1994, minkä jälkeen rei'ittämiskokeilusta luovuttiin. Ruotsissa on annettu erälle ammattikalastajille rei'ittämislupia tiettyihin kolonoihin, mikä on herättänyt voimakasta kritiikkiä linnustonsuojelupiireissä (Wirdheim 1994, Bregnballe & Asbirk 1995, Veldkamp 1996a).
- Munien käsittelyä öljysumutteella on kokeiltu Tanskassa ja amerikanmerimetson osalta Kanadassa ja Yhdysvalloissa. Kanadassa St. Lawrence -joen pesimäpopulaatio kasvoi lähes 18 000 pariin 1988, minkä jälkeen laadittiin viisivuotissuunnitelma joen ainutlaatuisten metsäsaareke-ekosysteemien pelastamiseksi. Päämääränä oli pienentää pesimäpopulaatio 10 000 pariin ja vähentää puissa pesivien yksilöiden osuutta. Vuosittain käsiteltiin mineraaliöljyllä 75 % maassa sijaitsevista pesistä, jotka muodostivat noin puolet pesien kokonaismäärästä, ja ammuttiin noin 2 000 hautovaa lintua puissa sijaitsevista pesistä. Kolmen vuoden jälkeen oli pesimäpopulaatio taantunut molempien menetelmien yhteisvaikutuksesta 12 000 pariin (Bédard *et al.* 1995).

- Yhdysvaltojen Uuden-Englannin rannikolla toteutettiin suurimittainen, aluksi harmaalokkiin kohdistunut hävityssuunnitelma, jonka aikana käsiteltiin öljyemulsiolla ja formaliinilla lähes 188 000 amerikanmerimetson munaa vuosina 1944–53. Amerikanmerimetson osalta projekti lopetettiin menetelmän suuri- ja pienikokoisuuden vuoksi 1954. Onnistuminen vaati ainakin 3–4 vierailua kussakin koloniassa pesimäkauden aikana. Toistuvista käsittelyistä huolimatta noin 10 000 parin populaatio ei pienentynyt olennaisesti (Krohn *et al.* 1995, Veldkamp 1996a).
- Munien poistamista pesistä on kokeiltu Tanskassa, mutta menetelmän vaikutuksista ei ole saatu tietoa. Hankaluutena lieenee se, että merimetso yleensä munii menetettyjen tilalle uusia munia, jolloin toimenpide tulisi toistaa useamman kerran pesimäkauden aikana (Hoyo *et al.* 1992).
- Pesimäkolonien synty ei-toivotulle alueelle on mahdollista estää ampumalla muutamia aikuisia lintuja pesimäpaikalla pesinnän alkuvaiheessa ennen munintaa. Tätä keinoa on kokeiltu mm. Tanskassa ekologisin perustein (arvokkaan puuston tai uhanalaisen kasviston tai eliöstön suojelu), mutta vaikutuksista ei ole julkaistu tutkimustietoa.
- Pesimäkolonioiden hallitsematon vaino johtaa merimetson nopeampaan levittäytymiseen uusille alueille (esim. Veldkamp 1996a).
- Pesimäkolonioissa tehtävät rajoitustoimenpiteet aiheuttavat haittaa myös muulle linnustolle. Pienempien lajien munia ja poikasia saattaa talleantua merimetsojen rynnätyksessä pesiltään, ja vaarana ovat myös meri- ja harmaalokit, jotka käyttävät häiriötilannetta hyväkseen saalistaen muiden lajien poikasia. Suomessa merimetsot näyttävät asettuvan ensi vaiheessa parhaille lintuluodoille, joiden häirintä ei ole luonnonsuojelullisesti hyväksyttävää.

### Toimenpide-ehdotukset

- Merimetso tulee säilyttää rauhoitettuna Suomessa. Lajilla ei ole riista-arvoa.
- Pesimäpopulaation koon rajoittamiseen ei ole syytä ryhtyä, mutta kannan kasvua ja alueellista jakaumaa tulee seurata vuosittain. Merimetson levittäytymisen syitä ja siihen vaikuttavia tekijöitä tulee tutkia sekä tehdä levittäytymisen ennustemalli.
- Merimetson pesimäkolonioissa käyttämä ravinto tulee selvittää.
- Pesimäkolonioiden hallitsematon vaino ei estä kokonaispopulaation kasvua vaan johtaa nopeampaan levittäytymiseen uusille alueille, minkä lisäksi vaino aiheuttaa haittaa muulle pesimälinnustolle. Tämän vuoksi vainoa tulee ehkäistä oikealla tiedottamisella.
- Talvehtivan kannan seuranta tulee järjestää merialueilla, erityisesti Ahvenanmaalla, missä merimetson talvehtiminen on yleistymässä. Talvehtivan kannan alkuperä eli alalaji tulee selvittää.
- Ympäristö- ja metsästysviranomaisten käyttöön tulee laatia merimetsoa koskeva toimenpideohjelma.



# Kirjallisuus

- Anon. 1911. Mötet den 3 december 1910. – Meddelanden af Societas pro Fauna et Flora Fennica 37: 53–54.
- Anon. 1992. European news. – British Birds 85(8): 444.
- Asbirk, S. 1997. Management plan for Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Denmark. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 271–272.
- Baccetti, N. 1991. Cormorants in Italy. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings Workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 122–123.
- Baccetti, N. 1997. Recent development of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* population in Italy. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 9–10.
- Baccetti, N. & Cherubini, G. 1995. Wintering Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Italy: an updating. – Cormorant Research Group Bulletin 1: 43–44.
- Barrett, R. T. & Vader, W. 1984. The status and conservation of breeding seabirds in Norway. – Teoksessa: Croxall, J. P., Evans, P. G. H. & Schreiber, R. W (toim.). Status and conservation of the world's seabirds. – ICBP Technical Publication No. 2, Cambridge: 323–334.
- Bauer, K. M. & Glutz von Blotzheim, U. N. 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. – Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main: 242–261.
- Baumanis, J., Bergmanis, U. & Smislov, V. 1997. Breeding status of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Latvia. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 11–13.
- Bédard, J., Nadeau, A. & Lepage, J. 1995. Double-crested Cormorant Culling in the St. Lawrence River Estuary. – Colonial Waterbirds 18 (Special Publication 1): 78–85.
- Bianki, V., Boiko, N. & Kokhanov, V. 1997. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Kandalaksha Bay (White Sea, Russia). – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 15.
- BNL (Bezirkstellen für Naturschutz und Landschaftspflege), Regierungspräsidium Freiburg und Tübingen 1993. Zur Diskussion über die Auswirkungen überwinternder Kormorane auf die Fischbestände in den Regierungsbezirken Freiburg und Tübingen unter besonderer Berücksichtigung der Oberen Donau, der Lauchert und Aitrach. Verwaltungsbericht (julkaisematon).
- Boldregghini, P., Volponi, S., Santolini, R., Cherubini, G. & Utmar, P. 1997. Recent trend of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* population wintering in the northern Adriatic, Italy. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 17–22.
- Bosch, P (toim.) 1998. Europe's Environment. The Dobš Assessment. – European Environment Agency (käsitö).
- Boudewijn, T. J. & Dirksen, S. 1995. Impact of contaminants on the breeding success of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Netherlands. – Ardea 83(1): 325–338.
- Bregnballe, T. & Asbirk, S. 1995. A recent change in management practise of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* population in Denmark. – Cormorant Research Group Bulletin 1: 12–15.
- Bregnballe, T. & Gregersen, J. 1995. Udviklingen i ynglebestanden af Skarv *Phalacrocorax carbo sinensis* i Danmark 1938–1994. – Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 89: 119–134.



- Bregnballe, T. & Gregersen, J. 1997. Development of the breeding population of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Denmark up to 1993. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 23–29.
- Brenner, T. 1993. L'impact du grand cormoran en Allemagne. – *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse* 178: 18–19.
- Brugger, K. E. 1995. Double-crested Cormorants and Fisheries in Florida. – *Colonial Waterbirds* 18 (Special Publication 1): 110–117.
- Busnel, R. G. & Giban, J. 1968. Prospective considerations concerning bioacoustic in relation to bird-scaring techniques. – Teoksessa: Murton, R. K. & Wright, E. N. The problems of birds as pests. – Academic Press, London: 17–28.
- Camphuysen, C. J. 1995. Olieslachtoffers langs de Nederlandse kust als indicatoren van de vervuiling van de zee met olie. – *Sula* 9 (special issue): 1–90.
- Carss, D. N. 1990. 'Beak-prints' help in war against aerial invaders. – *Fish Farmer* 13: 46–47.
- Carss, D. N. 1992. Cormorants *Phalacrocorax carbo* at cage fish farms in Argyll, western Scotland. – *Seabird* 15: 38–44.
- Carss, D. N. 1994. Killing of piscivorous birds at Scottish fish farms. – *Biological Conservation* 68: 181–188.
- Carss, D. N. & Marquiss, M. 1992. Avian predation at farmed and natural fisheries. – Teoksessa: Lucas, M. C., Diack, I. & Laird, L (toim.). Interactions between fisheries and environment. – *Proc. Inst. Fish. Management*: 179–196.
- Carter, S. 1994. Fishing for an answer. – *BTO News* 193, July–August: 7.
- Costa, L. T. & Granadeiro, J. P. 1997. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Portugal. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 39–42.
- Coulson, J. C., Potts, G. R., Deans, I. R. & Fraser, S. M. 1968. Exceptional mortality of Shags and other seabirds caused by paralytic shellfish poison. – *British Birds* 61(9): 381–404.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L (toim.) 1977. The Birds of the Western Palearctic, Vol. I. – Oxford University Press, Oxford, London, New York: 200–207.
- Dauster, H., Schlieker, E., Zimmermann, H., Holzlohner, S., Paetsch, U. & Stahl, H. 1993. Die Wirkung des Kormorans auf die Fischerei der Binnen- und Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins sowie Vorschläge zur Erzielung eines für die Fischerei und Naturschutz akzeptierbaren Zustandes. – *Verwaltungsbericht, Schwerin (julkaisematon)*.
- Debout, G., Røv, N. & Sellers, R. M. 1995. Status and population development of Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* breeding on the Atlantic coast of Europe. – *Ardea* 83(1): 47–59.
- Denneman, W. D. & De Vries, P. J. H. 1985. Guanotrofie door aalscholvers in het Naardermeer. – *De Levende Natuur* 86: 219–222.
- Devos, K. & Ulenaers, P. 1997. Increase of wintering and migrating Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Flanders, Belgium. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 49.
- Dirksen, S., Boudewijn, T. J., Slager, L. K. & Mes, R. G. 1991. Breeding success of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in relation to the contamination of their feeding grounds. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings Workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 233–243.
- Dirksen, S., Boudewijn, T. J., Slager, L. K., Mes, R. G., Van Schaick, M. J. M. & De Voogt, P. 1995. Reduced breeding success of Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in relation to persistent organochlorine pollution of aquatic habitats in the Netherlands. – *Environmental Pollution* 88(2): 119–132.
- Dobrowolski, K. A. & Dejrowski, R. 1997. Conflict between fishermen and Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Poland. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 279–283.

- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F. P. & Pihl, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. – EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01, Ornith Consult report 1994: 58–59.
- Ekins, G. 1997. The origin of ringed Cormorants *Phalacrocorax carbo* at Abberton reservoir, Essex, England. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 139–151.
- Engström, H. 1997a. Mellanskarvens ekologi och effekter på fisk och fiske. Sammanställning av nuvarande kunskap om Mellanskarven *Phalacrocorax carbo sinensis*. – Fiskeriverket rapport 1. Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
- Engström, H. 1997b. Mellanskarven, en fågel på stark frammarsch. – Vår Fågelvärld 56(7): 7–11.
- Ericson, P. G. P. & Carrasquilla, F. H. 1997. Subspecific identity of prehistoric Baltic Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Ardea 85(1): 1–7.
- Eriksson, A. 1980. Merimetson *Phalacrocorax carbo* muutosta Luvian Säpissä. – Lintumies 15: 90–92.
- Frenz, C., Klinger, H. & Schuchmacher, H. 1997. Zwischenbericht zur Situation von Äsche (*Thymallus thymallus* L.) und Bachforelle (*Salmo trutta* L.) in der Lenne (NRW) – Lebensraum, Kormorane und Angelfischerei. – Natur und Landschaft 72(9): 401–407.
- Furness, R. W. & Hutton, M. 1980. Pollutants and impaired breeding of Great Skuas *Catharacta skua* in Britain. – Ibis 122: 88–94.
- Gaginskaya, A. R. 1995. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* as a breeding species of the Leningrad region. – Russian Journal of Ornithology 4(3/4): 93–96.
- Gardarsson, A. 1979. Skarfatal 1975. – Naturrufraedingurinn. 49: 126–154.
- Geister, I. 1997. Survey of the wintering Grey Herons *Ardea cinerea*, Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Mute Swans *Cygnus olor* in Slovenia between 1994 and 1997. – Acrocephalus 18(80–81): 14–22.
- Gere, G. & Andrikovics, S. 1992. Effects of waterfowl on water quality. – Hydrobiologia 243/244: 445–448.
- Gogu-Bogdan, M. & Marinov, M. 1997. Breeding and wintering of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in the Romanian part of the Danube Delta. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 57–61.
- Górski, W. & Pajkert, Z. 1997. Interactions between Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Herring Gulls *Larus argentatus* in their common breeding sites. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 161–163.
- Goyon, H. 1993. Pisciculture et cormoran en Brenne. – Bulletin Mensuel Office National de la Chasse 178: 12–15.
- Graf zu Törting-Jettenbach, H. V., Wunner, U. & Wissmath, P. 1995. Kormoranschäden an der Traun. Zur Nahrungsaufnahme und zur Verparasitierung von Ort geschossener Kormorane; Fischbestandssituationen vor und nach den Vergrämungsabschüssen im Winter 1994/95. – Fischer & Teichwirt 46: 335–337.
- Gregersen, J. 1991a. The development of the Danish Cormorant population 1980–1988 and some comments on the breeding success. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 36–38.
- Gregersen, J. 1991b. Colour-ringing of Cormorants in Denmark. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 61–66.
- Grémillet, D. 1995. "Wing-drying" in Cormorants. – Journal of Avian Biology 26: 176.
- Grémillet, D., Dey, R., Wanless, S., Harris, M. P. & Regel, J. 1996. Determining food intake by Great Cormorants and European Shags with electronic balances. – Journal of Field Ornithology 67(4): 637–648.
- Grémillet, D., Schmid, D. & Culik, B. 1995. Energy requirements of breeding Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 121(1–3): 1–9.

- Grieco, F. 1994. Fledging rate in the Cormorant *Phalacrocorax carbo* at the colony of Val Camotto (Po Delta, N-E Italy). – *Avocetta* 18: 57–61.
- Gromadzka, J. & Gromadzki, M. 1997. Damage made by Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe: preliminary summary of questionnaire answers. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 285–286.
- Gromadzka, J. & Przybysz, J. 1991. Status of the Cormorant in Poland and in the westernmost Soviet Union. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 41–44.
- Hagemeijer, E. J. M (toim.) 1994. Wintering waterbirds in the coastal wetlands of Albania 1993. – WIWO-report Nr. 49, Zeist.
- Hagemeijer, E. J. M. & Blair, M. J (toim.) 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. – T. & A. D. Poyser, London: 34–35.
- Hald-Mortensen, P. 1988. Skarverne på Vørsø. – Teoksessa: Skov- og Naturstyrelsen. Naturpejlinger. – Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet, København.
- Hald-Mortensen, P. 1995. Danske skarvers fødevalg 1992–94. – Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.
- Hansen, K. 1984. The distribution and numbers of the Southern Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Europe. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 78: 29–40.
- Hario, M., Lammi, E., Mikkola, M. & Södersved, J. 1993. Ovatko Ahvenanmaan vesilinnut "talvenkärkkyjä" – kansainvälisten vesilintulaskentojen tuloksia vuosilta 1968–92. – *Suomen Riista* 39: 21–32.
- Hildén, I. 1921. Havaintoja linnustosta Laatokan ulkosaarilla. – *Luonnon ystävä* 25: 53–57.
- Hosper, S. H. & Jagtman, E. 1990. Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in the Netherlands. – *Hydrobiologia* 200/201: 523–534.
- Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J (toim.) 1992. Handbook of the birds of the world, Vol. I. – Lynx Edicions, Barcelona.
- IP/97/718. Commission modifies the "Birds" Directive with respect to the Great Cormorant. – Euroopan komission päätös (DN: IP/97/718) 30.7.1997.
- Ivanov, B., Michev, T., Nankinov, D., Pomakov, V. & Profirov, L. 1997. Breeding and wintering status of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Bulgaria. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 63–68.
- Jonsson, B. 1979. Skarvarna och yrkesfisket i Kalmarsund. – *Calidris* 8: 171–220.
- Jungwirth, M., Woschitz, G., Zauner, G. & Jagsch, A. 1995. Einfluss des Kormorans auf die Fischerei. – *Österreichs Fischerei* 48: 11–125.
- Jusys, V. 1997. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in western Lithuania. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 69–70.
- Kainz, E. 1994. Auswirkungen von Kormoranen auf die Fischbestände von zwei oberösterreichischen Fließgewässern. – *Österreichs Fischerei* 47: 238–250.
- Keller, T. 1995. Food of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Bavaria, southern Germany. – *Ardea* 83(1): 185–192.
- Keller, T. & Vordermeier, T. 1994. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Einfluss des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer unter Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte. – Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Starnberg.
- Kennedy, G. J. A. & Greer, J. E. 1988. Predation by Cormorants *Phalacrocorax carbo* on the salmonid populations of an Irish River. – *Aquatic Fishery Management* 19: 159–170.
- Kieckbusch, J. J. & Koop, B. 1996. Kormoranmonitoring in Schleswig-Holstein. – *Vogelwelt* 117: 349–354.

- Kieckbusch, J. J. & Koop, B. 1997. Cormorant *Phalacrocorax carbo* and fishery in Schleswig-Holstein, Germany. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 287–294.
- Kirby, J. S. 1995. Cormorant politics: news from the United Kingdom. – Cormorant Research Group Bulletin 1: 33–35.
- Kirby, J. S., Holmes, J. & Sellers, R. M. 1996. Cormorants *Phalacrocorax carbo* as fish predators: an appraisal of their conservation and management in Great Britain. – Biological Conservation 75: 191–199.
- Kirby, J. S., Holmes, J. & Sellers, R. M. 1997. Conservation and management of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Great Britain: the current situation. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 295–301.
- Kirby, J. S. & Sellers, R. M. 1997. Recent trends in the numbers and distribution of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Britain. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 71–76.
- Krief, W. 1994. Zum sogenannten Kormoran-“Problem”. Eine Stellungnahme der Deutschen Vogelschutzwarten zum Kormoran – Bestand, Verbreitung, Nahrungsökologie, Managementmassnahmen. – Natur und Landschaft 69(6): 251–258.
- Krief, W. 1996. Bestand und Verbreitung des Kormorans *Phalacrocorax carbo* in Deutschland. – Vogelwelt 117: 344–348.
- Koeman, J. H., Bothof, T., De Vries, R., Van Velzen-Blad, H. & De Vos, J. G. 1972. The impact of persistent pollutants on piscivorous and molluscivorous birds. – TNO-nieuws 27: 561–569.
- Koeman, J. H., Van Velzen-Blad, H. C. W., De Vries, R. & Vos, J. G. 1973. Effects of PCB's and DDE in Cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study. – Journal Reprod. Fert., Suppl. 19: 353–364.
- Kohl, F. 1995. Zur WWF-Studie “Kormorane an der Donau östlich von Wien”. Zusatzanalysen und Versuch einer Neubewertung. – Österreichs Fischerei 48: 89–95.
- Kortlandt, A. 1942. Levensloop, samenstelling en structuur der Nederlandse aalscholverbevolking. – Ardea 31: 175–280.
- Kortlandt, A. 1995. Patterns of pair-formation and nest-building in the European Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*. – Ardea 83(1): 11–25.
- Koshelev, A. I. 1997. Methods and efficiency of scaring and regulation of Cormorant *Phalacrocorax carbo* numbers in southern Ukraine. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 303–304.
- Koval, P. J., Peterle, T. J. & Harder, J. D. 1987. Effects of polychlorinated biphenyls on Mourning Dove reproduction and circulating progesterone levels. – Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39: 663–670.
- Krohn, W. B., Allen, R. B., Moring, J. R. & Hutchinson, A. E. 1995. Double-crested Cormorants in New England: Population and Management Histories. – Colonial Waterbirds 18 (Special Publication 1): 99–109.
- Laine, L. J. & Hildén, O. 1979. Kevätmuutto. – Teoksessa: Hildén, O., Tiainen, J. & Valjakka, R (toim.). Muuttolinnut. Helsinki.
- Laursen, K., Pihl, S., Durinck, J., Hansen, M., Skov, H., Frikke, J. & Danielsen, F. 1997. Numbers and Distribution of Waterbirds in Denmark 1987–1989. – Danish Review of Game Biology 15(1): 38–41.
- Leivo, M. 1997. Muistio itäisen Suomenlahden lentolaskennasta 21.5.1997. – Suomen ympäristökeskus, Luonnon- ja maankäytön yksikkö. 4 s (julkaisematon)
- Lilleleht, V. 1997. Some facts about the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Estonia. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 77.



- Lindell, L. 1991. Breeding Cormorants in Sweden. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 39–40.
- Lindell, L. 1994a. Mellanskarven i Sverige 1993. – Teoksessa: Fågelåret 1993. – Vår Fågelvärld, Sveriges Ornitologiska Förening, supplement nr 21: 44–45.
- Lindell, L. 1994b. Visa upp skarvarna! – Vår Fågelvärld 53(2): 32.
- Lindell, L. 1995. SOF JO-anmälar åretrunt-jakt på skarv. – Vår Fågelvärld 54(2): 27.
- Lindell, L. 1997. Recent population development of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Sweden. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. 1993 Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 79–81.
- Lindell, L. & Jansson, T. 1994. Skarvarna i Kalmarsund. – Vår Fågelvärld, Sveriges Ornitologiska Förening, supplement nr 20.
- Lindell, L., Mellin, M., Musil, P., Przybysz, J. & Zimmerman, H. 1995. Status and population development of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* of the central European flyway. – Ardea 83(1): 81–92.
- Lloyd, C., Tasker, M. L. & Partridge, K. 1991. The Status of Seabirds in Britain and Ireland. – T & A D Poyser, London.
- Lundholm, E. 1987. Thinning of eggshells in birds by DDE: mode of action on the eggshell gland. – Comp. Biochem. Physiol. 88C(1): 1–22.
- Marion, L. 1991. The biogeographical problem of the Cormorant in relation to its breeding and wintering status in France. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 83–96.
- Marion, L. 1994. Évolution numérique et préférences écologiques des grands cormorans *Phalacrocorax carbo* hivernant en France. – Alauda 62(1): 13–26.
- Marion, L. 1995. Where two subspecies meet: origin, habitat choice and niche segregation of Cormorants *Phalacrocorax c. carbo* and *P. c. sinensis* in the common wintering area (France), in relation to breeding isolation in Europe. – Ardea 83(1): 103–114.
- Marion, L. 1997. Increase of the number of Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in France and the change of conservation status of the species. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. 1993 Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 83–92.
- Marquiss, M. & Carss, D. N. 1994. Avian Piscivores: Basis for Policy. – National Rivers Authority. R&D Project record 461/8/N&Y.
- Martucci, O., Pietrelli, L. & Consiglio, C. 1993. Fish otoliths as indicators of the cormorant *Phalacrocorax carbo* diet (Aves, Pelecaniformes). – Boll. Zool. 60: 393–396.
- McCarthy, T. K., Doherty, D. & Hassett, D. 1993. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* on Irish inland waters. – Department of Zoology, University College, Galway, Ireland.
- McDonald, R. A. 1987. Cormorants and game fisheries in Ireland. – A report to the Forest and Wildlife Service, Dublin.
- Mellin, M. & Mirowska-Ibron, I. 1997. Results of Cormorant *Phalacrocorax carbo* control in north-eastern Poland in 1987–1992. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 305–308.
- Menke, T. 1991. Recent population development of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Federal Republic of Germany. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 49–52.
- Menke, T. 1997. Development of the breeding population of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in West Germany in the last decade (1980–1992). – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 93–95.



- Meteyer, C. U., Docherty, D. E., Glaser, L. C., Franson, J. C., Senne, D. A. & Duncan, R. 1997. Diagnostic findings in the 1992 epornitic of neurotropic velogenic Newcastle disease in Double-crested Cormorants from the upper midwestern United States. – *Avian Diseases* 41(1): 171–180.
- Mikkola-Roos, M. 1997. Suomen merimetsotilanne. Muistio 28.1.1997. – Suomen ympäristökeskus, Luonnon- ja maankäytön yksikkö. 4 s (julkaisematon)
- Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 1992. Forvaltningsplan for skarven i Danmark. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Hørsholm.
- Moerbeek, D. J., Van Dobben, W. H., Osieck, E. R., Boere, G. C. & Bungenberg de Jong, C. M. 1987. Cormorant damage prevention at a fish farm in the Netherlands. – *Biological Conservation* 39: 23–38.
- Muselet, D. 1990. Impact du Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* sur la pisciculture en région centre (Brenne Sologne, Val de Loire). – DRAE, Inst. Ecol. Appliquée, Orleans.
- Muselet, D. 1991. Cormorants wintering in the Loire valley and on the Brenne-Sologne fish ponds (France). – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 215.
- Musil, P. & Janda, J. 1997. Population development of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Czech and Slovak Republics. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – *Ekologia polska* 45(1): 97–103.
- Muzinic, J. & Mikuska, J. 1986. Distribution, status and movements of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Yugoslavia. – Teoksessa: Cormorants in Northern Europe. Proceedings from the Meeting at Falsterbo, Sweden, September 26–27 1985. – NSEPB Report 3211, Solna: 87–90.
- Nehls, G. & Gienapp, P. 1997. Nahrungswahl und Jagdverhalten des Kormorans *Phalacrocorax carbo* im Wattenmeer. – *Vogelwelt* 118: 33–40.
- Nienhuis, J. 1995. Voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo sinensis* in de Oostvaardersplassen in 1993 in relatie tot het weer en het reproductief succes. – Intern rapport 1995–17Lio, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Osieck, E. R. 1991. Prevention of Cormorant damage at the Lelystad fish farm. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 205–211.
- OSSIPOV, D. & GAGINSKAYA, A. 1994. The Bolshoi Fiskar archipelago - not yet protected, but should be. – *WWF Baltic Bulletin* 1994(5): 27–28.
- Overdijk, O. & Veldkamp, R. 1995. Veel Nonnetjes *Mergus albellus* in De Wieden. – *De Noordwesthoek* 22: 46–49.
- Paakspuu, V. & Mägi, E. 1994. Great Cormorant *Phalacrocorax carbo*. – Teoksessa: Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H (toim.). Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers. – Estonian Academy Publishers, Tallinn: 33–34.
- Paatela, J. 1947. Laatokan itärannan linnustosta. – *Ornis Fennica* 24(3–4): 93–105.
- Palmgren, R. 1917. Storskarfven, *Phalacrocorax carbo* (L.) häckande i Finland. – *Meddelanden af Societas pro Fauna et Flora Fennica* 43: 9–13.
- Peakall, D. B. & Peakall, M. L. 1973. Effect of a polychlorinated biphenyl on the reproduction of artificially and naturally incubated dove eggs. – *Journal of Applied Ecology* 10: 863–868.
- Pedroli, J.-C. & Zaugg, C. 1995. Kormoran und Fische. Synthesebericht. – Schriftenreihe Umwelt nr. 242. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Pfützner, G. 1993. Beitrag der 'Arge oö. Wasservögel' zur Klärung der aktuellen Kormoransituation in Oberösterreich. – Teoksessa: Der Kormoran in Oberösterreich. – *ÖKO. L* 15(1): 3–6.
- Platteeuw, M., Koffijberg, K. & Dubbeldam, W. 1995. Growth of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* chicks in relation to brood size, age ranking and parental fishing effort. – *Ardea* 83(1): 235–245.
- Platteeuw, M. & Van Eerden, M. R. 1995. Time and energy constraints of fishing behaviour in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, The Netherlands. – *Ardea* 83(1): 223–234.

- Poluda, A. M., Chernichko, I. I., Serebryakov, V. V., Siokhin, V. D., Korzyukov, A. I., Zhmud, M. E., Koshelev, A. I., Shchegolev, I. & Belashkov, I. D. 1997. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Ukraine. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 105–110.
- Przybysz, J., Mellin, M., Mirowska-Ibrón, I., Przybysz, A. & Gromadzka, J. 1997. Recent development of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* population in Poland. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 111–115.
- Ratcliffe, D. A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. – Journal of Applied Ecology 7: 67–115.
- Red Data Book of Karelia, Karjalan tiedekeskus RAN, Petroskoin valtiollinen yliopisto 1995: 155 (in Russian).
- Reichle, G. 1994. Not macht erfinderrisch! – Fischer & Teichwirt 45: 42–43.
- Rempe, A. 1991. Entwicklungen des Äschenbestands in zwei Lechstaustufen nach dem Auftreten des Kormorans in Südbayern. – Bayerns Fischerei und Gewässer 2: 16–18.
- Reymond, A. & Zuchuat, O. 1995. Perch fidelity of Cormorants *Phalacrocorax carbo* outside the breeding season. – Ardea 83(1): 281–284.
- Risberg, L. 1990. Sveriges Fåglar. – Vår Fågelvärld, Sveriges Ornitologiska Förening, supplement nr. 14: 45–46.
- Røv, N. 1991. Recent population development and breeding success of Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* in Norway. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 27–29.
- Røv, N. 1997. Recent trends in Cormorant *Phalacrocorax carbo* population in Norway. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 117.
- Røv, N. & Nygård, T. 1994. Is the variation in breeding numbers of Great Cormorants caused by winter mortality? – Teoksessa: Røv, N. Breeding distribution, population status and regulation of breeding numbers in the Northeast-Atlantic Great Cormorant *Phalacrocorax carbo carbo*. – Thesis, University of Trondheim.
- Samusenko, I., Nikiforov, M. & Kozulin, A. 1997. Status of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Belarus: distribution and population trends. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 119–121.
- Sellers, R. M. 1991. Breeding and wintering status of the Cormorant in the British Isles. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 30–35.
- Sellers, R. M. 1993. Cormorant *Phalacrocorax carbo*. – Teoksessa: Wingfield Gibbons, D., Reid, J. B. & Chapman, R. A. The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988–1991. – T & A D Poyser Ltd, London: 42–43.
- Sellers, R. M. 1995. Wing-spreading behaviour of the Cormorant *Phalacrocorax carbo*. – Ardea 83(1): 27–36.
- Shirihai, H. 1996. The Birds of Israel. – Academic Press, London.
- Sørensen, U. G., Meininger, P. L., Petersen, I. K. & Atta, G. A. M. 1994. Environmental status of Egyptian wetlands. – Teoksessa: Meininger, P. L. & Atta, G. A. M (toim.). Ornithological studies in Egyptian wetlands 1989 / 90. – FORE-report 94-01, WIWO-report 40, Vlissingen, Zeist.
- SOVON 1995. Midwintertelling 1995. – SOVON-nieuws 8(4): 11–13.
- SSGA 1990. Salmon farming and predatory wildlife. A code of practise. – Scottish Salmon Growers Association Limited, Perth.
- Staav, R. 1997. Mink och sjöfågel i skärgården. – Östersjö '96. Stockholms Marina Forskningscentrum rapport: 2–3.

- Stanevičius, V. & Paltanavičius, S. 1997. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in southern and eastern Lithuania. – Teoksessa: Gromadzki, M. & Gromadzka, J (toim.). Cormorants in Europe. Proceedings of the Third International Conference on Cormorants in Europe. Gdańsk, Poland 13–17 April 1993. – Ekologia polska 45(1): 123–124.
- Steiner, E. 1988. Zur Kormoranproblematik an den Fischteichen des Waldviertels. – Österreichs Fischerei 41: 35–44.
- Stokoe, R. 1958. The spring plumage of the Cormorant. – British Birds 51: 165–179.
- Straka, U. 1993. Verbreitung, sommerliche und winterliche Bestandsentwicklung des Kormorans in Österreich. – Teoksessa: Der Kormoran in Oberösterreich. – OKÖ. L 15(1): 7–12.
- Suter, W. 1995. Are Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity? An analysis of increase patterns and habitat choice. – Ardea 83: 255–266.
- Trauttmansdorff, J. & Wassermann, G. 1995. Number of pellets produced by immature Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. – Ardea 83: 133–134.
- Trolliet, B. 1993a. Un nouveau moyen d'effarouchement: le fusil laser. – Bulletin Mensuel Office National de la Chasse 178: 50–54.
- Trolliet, B. 1993b. Moyens préventifs de limitation de l'impact du grand cormoran sur la pisciculture extensive. – Bulletin Mensuel Office National de la Chasse 178: 42–49.
- Tyrberg, T. 1995. Fågelrapport 1994. – Teoksessa: Fågelåret 1994. – Vår Fågelvärld, Sveriges Ornitologiska Förening, supplement nr 22: 72.
- Tyrberg, T. 1996. Fågelrapport för 1995. – Teoksessa: Fågelåret 1995. – Vår Fågelvärld, Sveriges Ornitologiska Förening, supplement nr 25: 72.
- Tyrberg, T. 1997. Fågelrapport för 1996. – Teoksessa: Fågelåret 1996. – Vår Fågelvärld, Sveriges Ornitologiska Förening, supplement nr 27: 76.
- Van den Berg, M., Craane, L. H. J., Van Mourik, S. & Brouwer, A. 1995. The (possible) impact of chlorinated dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs) and biphenyls (PCBs) on the reproduction of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* – an ecotoxicological approach. – Ardea 83(1): 299–313.
- Van Dam, C., Buijse, A. D., Dekker, W., Van Eerden, M. R., Klein Breteler, J. G. P. & Veldkamp, R. 1995. Aalscholvers en beroepsvisserij in het IJsselmeer, het Markermeer en Noordwest-Overijssel. – Rapport IKC Natuurbeheer nr. 19, Wageningen.
- Van Dijk, A. J. 1996. 1995 een goed en een slecht jaar voor kolonievogels. – SOVON-Nieuws 9(1): 8–9.
- Van Dobben, W. H. 1952. The food of the Cormorant in the Netherlands. – Ardea 40: 1–63.
- Van Eerden, M. R. & Gregersen, J. 1995. Long-term changes in the Northwest European population of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. – Ardea 83(1): 61–79.
- Van Eerden, M. R., Koffijberg, K. & Platteeuw, M. 1995. Riding on the crest of the wave: possibilities and limitations for a thriving population of migratory Cormorants *Phalacrocorax carbo* in man-dominated wetlands. – Ardea 83(1): 1–9.
- Van Eerden, M. R. & Munsterman, M. J. 1995. Sex and age dependent distribution in wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in western Europe. – Ardea 83(1): 285–297.
- Van Eerden, M. R. & Voslammer, B. 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaption to a turbid environment. – Ardea 83(1): 199–212.
- Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M. 1995. Recent crash of the IJsselmeer population of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Netherlands. – Cormorant Research Group Bulletin 1: 27–32.
- Veldkamp, R. 1986. Neergang en herstel van de Aalscholver *Phalacrocorax carbo* in Noordwest-Overijssel. – Limosa 59: 163–168.
- Veldkamp, R. 1995. The use of chewing pads for estimating the consumption of cyprinids by Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Ardea 83: 135–138.
- Veldkamp, R. 1996a. Report: Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe, a first step towards a European management plan. – Report Bureau Veldkamp XI / 226 / 96, Steenwijk.
- Veldkamp, R. 1996b. Langs de oevers van het Bos- en Beulakerwiede. Een broedvogelonderzoek in De Wieden in 1995. – Rapport Bureau Veldkamp, Steenwijk.

- Voslamber, B., Platteeuw, M. & Van Eerden, M. R. 1995. Solitary foraging in sand pits by breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: does specialised knowledge about fishing sites and fish behaviour pay off? – *Ardea* 83(1): 213–222.
- Warke, G. M. A. & Day, K. R. 1995. Changes in abundance of cyprinid and percoid prey affect rate of predation by Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* on Salmon *Salmo salar* smolt in Northern Ireland. – *Ardea* 83: 157–166.
- Weseloh, D. V., Teeple, S. M. & Gilbertson, M. 1983. Double-crested Cormorants of the Great Lakes: egg-laying parameters, reproductive failure, and contaminant residues in eggs, Lake Huron 1972–1973. – *Can. J. Zool.* 61: 427–436.
- Wirdheim, A. 1994. Skarvarna i Kalmarsund offer för lagbrott. – *Vår Fågelvärld* 53(4): 17–19.
- Wissmath, P., Wunner, U. & Pavlinec, M. 1993. Kormorane in Bayern – Bereicherung der Natur oder Plage? – *Fischer & Teichwirt* 44: 238–244.
- Yésou, P. 1995. Individual migration strategies in Cormorants *Phalacrocorax carbo* passing through or wintering in western France. – *Ardea* 83(1): 267–274.
- Zijlstra, M. & Van Eerden, M. R. 1991. Development of the Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Netherlands till 1989. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 53–60.
- Zijlstra, M. & Van Eerden, M. R. 1995. Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: trials with captive birds. – *Ardea* 83: 123–131.
- Zimmerman, H. 1993. Die Entwicklung des Kormoranbestandes in der ehemaligen DDR und Auswirkungen auf die Fischerei – Eine Übersicht. – Teoksessa: Trauttmansdorff, J (toim.). Workshop 'Der Kormoran'. Versuch einer Konfliktlösung zwischen Naturschutz und Fischerei. Fachvorträge und Ergebnisse. – Umwelt-Schriftenreihe für Ökologie und Ethologie, Heft 20: 10–16.
- Zimmerman, H. & Rutsche, E. 1991a. Population and population development of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the German Democratic Republic. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 45–48.
- Zimmerman, H. & Rutsche, E. 1991b. The Cormorant and fishing in the German Democratic Republic. – Teoksessa: Van Eerden, M. R. & Zijlstra, M (toim.). Proceedings workshop on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. – Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 212–214.
- Zuna-Kratky, T. & Mann, H. 1995. The Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* – winter population, feeding ecology and effects on the fish fauna in the Danube-floodplain east of Vienna. – *Cormorant Research Group Bulletin* 1: 38–40.

# Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisu-aika Maaliskuu 1998
Tekijä(t)	Pekka Rusanen, Markku Mikkola-Roos ja Timo Asanti	
Julkaisun nimi	Merimetso <i>Phalacrocorax carbo</i> - Musta viikinki Merimetson kannan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät Itämeren piirissä ja Euroopassa	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Merimetso on levittäytynyt voimakkaasti kohti Itämeren pohjoisosia 1980-luvulta lähtien. Laji pesi ensi kertaa Suomessa vuonna 1996. Itämeren piirissä pesimäkannan kasvu on ollut jyrkkää. Alueella pesi vuonna 1995 noin 84 000 merimetsoparia. Vainon väheneminen ja rehevöityneiden vesien rinsastuneet kalakannat ovat edesauttaneet lajin Euroopan valloitusta.</p> <p>Kalanviljelyalueilla esiintyneet ongelmat ja kalastajien kielteinen suhtautuminen merimetsoon ovat johtaneet monissa maissa kannan rajoitusvaatimuksiin ja vainon uudelleen alkamiseen. Merimetso voidaan toisaalta nähdä saariston elävöittäjänä, jolla on myönteisiä vaikutuksia muuhun linnustoon, luonnonkalastoon ja vesistöön.</p> <p>Tässä työssä on tarkasteltu merimetsokannan kehitystä ja siihen vaikuttavia tekijöitä Itämeren piirissä ja muualla Euroopassa sekä pohdittu lajin tulevaisuutta Suomessa.</p>	
Asiasanat	merimetso, levinneisyys, linnut, direktiivit, suotuisan suojelun taso, kalatalous	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 182	
Julkaisun teema	luonto ja luonnonvarat	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0242-X
	Sivuja 69	Kieli suomi
	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta 75 mk
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskuksen asiakaspalvelu sähköpostiosoite: neuvonta.syke@vyh.fi faksi (09) 4030 0190, puh. (09) 4030 0100	Oy Edita Ab asiakaspalvelu puh. (09) 566 0266, faksi (09) 566 0380
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus	
Painopaikka ja -aika	Oy Edita AB, Helsinki 1998	



# Presentationblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum Mars 1998						
Författare	Pekka Rusanen, Markku Mikkola-Roos och Timo Asanti							
Publikationens titel	Merimetso <i>Phalacrocorax carbo</i> - Musta viikinki Merimetson kannan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät Itämeren piirissä ja Euroopassa  Storskarven <i>Phalacrocorax carbo</i> - Den svarta vikingen Storkarvens population och de faktorer som påverkat den i Östersjöområdet och Europa							
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt								
Sammandrag	<p>Storskarven har spridit sig kraftigt mot Östersjöns nordliga delar sedan 1980-talet. I hela Östersjön har populationerna ökat mycket markant, och inom Östersjön häckade år 1995 i runt tal 84 000 par skarvar. Minskad förföljelse och ökade fiskstammar till följd av eutrofiering i vattendragen har bidragit till att skarven erövrat Europa.</p> <p>Problem orsakade av skarv vid fiskodlingar och yrkesfiskarkårens negativa attityd till storskarven har lett krav på reglering av skarvstammen i många länder, och till att förföljelsen igen vaknat till liv. Storskarven kan nog också ses som ett upplivande inslag i skärgården. Det är heller inte otänkbart att en häckande skarvpopulation skulle ha positiva följder för fågelfaunan, de naturliga fiskstammarna och vattendragen.</p> <p>I detta arbete har storskarvens populationstrend, och de faktorer som påverkat den i Östersjöområdet sammanfattats, och arbetet bjuder på en diskussion om artens framtid i Finland.</p>							
Nyckelord	storskarven, utbredning, fåglar, direktiv, gynnsam skyddsnivå, fiskerihushållning							
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 182							
Publikationens tema	natur och naturtillgångar							
Projektets namn och nummer								
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral							
Organisationer i projektgruppen	<table><tr><td>ISSN 1238-7312</td><td>ISBN 952-11-0242-X</td></tr><tr><td>Sidantal 69</td><td>Språk finska</td></tr><tr><td>Offentlighet offentlig</td><td>Pris 75 mk</td></tr></table>		ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0242-X	Sidantal 69	Språk finska	Offentlighet offentlig	Pris 75 mk
ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0242-X							
Sidantal 69	Språk finska							
Offentlighet offentlig	Pris 75 mk							
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral, kundservice e-mail: <a href="mailto:neuvonta.syke@vyh.fi">neuvonta.syke@vyh.fi</a> telefax (09) 4030 0190, tel. (09) 4030 0100	Oy Edita Ab kundservice tel. (09) 566 0266 telefax (09) 655 0380						
Förläggare	Finlands miljöcentral							
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Oy Edita Ab, Helsingfors 1998							

# Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute	Date March 1998						
Author(s)	Pekka Rusanen, Markku Mikkola-Roos and Timo Asanti							
Title of publication	Merimetso <i>Phalacrocorax carbo</i> - Musta viikinki Merimetson kannan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät Itämeren piirissä ja Euroopassa The cormorant <i>Phalacrocorax carbo</i> - The black viking The deveolpment of the population of the cormorant in the Baltic and in Europe							
Parts of publication/ other project publications								
Abstract	<p>The cormorant has rapidly colonised the northern parts of the Baltic during the 1980`s. The species bred for the first time in Finland in 1996. The population trend in the Baltic Sea has been very fast increase, and some 84 000 pairs bred in the area in 1995. Persecution has ceased, and eutrophicated waters have provided ample fishstocks, leading to an increase of the cormorant population in Europe.</p> <p>Problems at fish farms, and the negative attitude of professional fishermen has lead to recent demands for population control and an increase in illegal persecution in many countries. The cormorant can, on the other hand, also be seen as a positive addition to the fauna in Baltic archipelagoes, even having a positive effect on the bird fauna, the natural fish populations and the waters.</p> <p>This report deals with the population trend of the cormorant, and factors affecting it in the Baltic Sea and elsewhere in Europe. It also provides the reader with a discussion on the future of the species in Finland.</p>							
Keywords	Cormorant, distribution, birds, directives, favourable concervation status, fishery							
Publication series and number	The Finnish Environment 182							
Theme of publication	nature and nature resources							
Project name and number, if any								
Financier/ commissioner	Finnish Environment Institute							
Project organization	<table><tr><td>ISSN 1238-7312</td><td>ISBN 952-11-0240-X</td></tr><tr><td>No. of page 69</td><td>Language Finnish</td></tr><tr><td>Restrictions public</td><td>Price 75 FIM</td></tr></table>		ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0240-X	No. of page 69	Language Finnish	Restrictions public	Price 75 FIM
ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0240-X							
No. of page 69	Language Finnish							
Restrictions public	Price 75 FIM							
For sale at/ distributor	Finnish Environment Institute e-mail: neuvonta.syke@vyh.fi telefax +358 9 4030 0190, tel. +358 9 4030 0100	Edita Ltd, customer service tel +358 9 566 022 telefax +358 9 566 0380						
Financier of publication	Finnish Environment Institute							
Printing place and year	Edita Ltd, Helsinki 1998							

## SUOMEN YMPÄRISTÖ

1. Järvinen, Mika: Ympäristöystävä vai vapaamatkustaja? Suomen ympäristökeskus.
2. Saukkonen, Sari & Kenttämies, Kaarle (toim.): Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristökeskus.
3. Kosola, Marjaleena; Miettinen, Pauli & Laikari, Hannu: Ympäristötalous - ajankohtaisia tutkimus- ja kehittämistehtäviä. Suomen ympäristökeskus.
4. Riihimäki, Juha; Yrjänä, Timo & van der Meer, Olli: Lyhytaikaissäädön elinympäristövaikutusten arviointimenetelmät. Suomen ympäristökeskus.
5. Blomster, Jaannika: Ravinnekuormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutusten arvioinnissa käytetyt menetelmät. Suomen ympäristökeskus.
6. Soveri, Jouko & Peltonen Kimmo: Lumen ainepitoisuudet ja talviaikainen laskeuma Suomessa vuosina 1976–1993. Suomen ympäristökeskus.
7. Britschgi, Ritva: Pohjavesien suojelun ja kiviaineshuollon yhteensovittaminen – esiselvitys Vaasan seudulla. Suomen ympäristökeskus.
8. Hutka, Reijo; Laitinen, Timo; Holmberg, Maria; Maunula, Markku & Schultz, Titta: Happamien sulfaattimaiden ionivirtausmalli (HAPSU). Suomen ympäristökeskus.
9. Hagan, Harri : Lähiökorjaamisen arkkitehtoniset vaikutukset. Ympäristöministeriö.
10. Kylä-Setälä, Annamaija & Assmuth, Timo: Suomen maaperän tila, kuormitus ja suojelu. Suomen ympäristökeskus.
11. Hyvärinen, Pekka; Vehanen, Teppo; Tigunov, Sergei; Mäki-Petäys, Aki & Konttinen, Erja: Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen. Suomen ympäristökeskus.
12. Palveluasumistyöryhmä: Palveluasumistyöryhmän muistio. Ympäristöministeriö.
13. Lepistö, Liisa & Pietiläinen, Olli-Pekka: Kasviplanktonin määrän ja koostumuksen muutokset Lokassa, Porttipahdassa ja Kemijärvessä. Suomen ympäristökeskus.
14. Kaukonieniemi, Tapani & Tikkanen, Hannu: Kulttuurimaiseman kasvot, Nivalan Kotila. Ympäristöministeriö.
15. Korhonen, Pekka & Virtanen, Markku: Elohopean kertymisen kuvaaminen matemaattisella mallilla – Arvio Kokemäenjoen keskiosan ruoppauksen vaikutuksesta vesistön elohopeatilanteeseen. Suomen ympäristökeskus.
16. Virkkala, Raimo: Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. Suomen ympäristökeskus.
17. Tana, Jukka & Lehtinen, Karl-Johan: The aquatic environmental impact of pulping and bleaching operations – an overview. Suomen ympäristökeskus.
18. Nippala, Eero & Jaakkonen, Liisa: Asuinkerrostalojen kuntoarviot. Ympäristöministeriö.
19. Karjalainen, Heli; Seppälä, Satu & Walls, Mari: Ammoniumtyypen merkitys kasviplanktonituotantoa säätelevänä tekijänä – esimerkkinä Kallavesi. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
20. Lepistö, Liisa; Cronberg, Gertrud & Tikkanen, Toini: Records of some algal species, Nordic Phytoplankton Workshop 7–10.6.1994. Suomen ympäristökeskus.
21. Pesonen, Reijo: Vuorovaikutteista suunnittelua Jyväskylän Kekkolassa. Ympäristöministeriö.
22. Rouhiainen, Hanna: Rakentamisen ja kiinteistönmuodostuksen ohjaaminen haja-asutusalueilla Vertaileva selvitys haja-asutuksesta Suomessa, Ruotsissa, Norjassa, Tanskassa, Saksassa ja Englannissa. Ympäristöministeriö.
23. Heikkilä, Mikko; Karppinen, Seppo & Santasalo, Tuomas: Suomalaisia kävelykeskuksia. Ympäristöministeriö.
24. Kiviranta, Samuel, Summala, Mika & Hänninen Pekka: Työpaikka-alueiden käytön tehostaminen. Yhteenvetoraportti. Ympäristöministeriö.
25. Marttinen, Kari: Hallintosopimukset ympäristöpolitiikan ohjauksena. Ympäristöministeriö.
26. Hammar, Taina; Huovila, Juhani; Lahti, Erkki; Manninen, Pertti; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipainen, Irmeli: Pyödyksiä limoittavan *Hyalotheca dissiliens* -koristelevän runsastumisesta ja sen syistä. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
27. 5th Annual Report 1996, UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Suomen ympäristökeskus.
28. Sojakka, Pekka: Perifytonmenetelmien käyttökelpoisuus kalankasvatuksen vesistövaikutusten arvioinnissa. Etelä-Savon ympäristökeskus.
29. Kuusamotyöryhmä: Kuusamon yhteismetsän vanhojen metsien luonnonarvojen säilyttäminen ja yhteismetsän toiminnan turvaaminen. Ympäristöministeriö.
30. Vanhojen metsien suojelutyöryhmä: Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa – Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III. Ympäristöministeriö.
31. Pirinen, Auli; Salminen, Markku; Speeti, Tero: Asuinkerrostalon huoltokirja esimerkkikohteeseen. Ympäristöministeriö.
32. Pirinen, Auli; Salminen, Markku; Speeti, Tero: Asuintalon huoltokirjan laadinta. Ympäristöministeriö.
33. Mukherjee, Arun B: The use and release of silver in Finland. Suomen ympäristökeskus.
34. Laine, Anne; Sutela, Tapio; Heikkinen, Kaisa; Karvonen, Keijo; Huhta, Arto; Muotka, Timo & Lappalainen, Antti: Turvetuotannon vaikutukset koskikaloihin ja niiden elinympäristöön. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
35. Savolainen, Mirja; Kaasinen, Aulis; Heikkinen, Kaisa; Ihme, Raimo; Kämä, Tarmo & Alasaarela, Erkki: Turvetuotannon vesiensuojeluvaihtoehtojen tapauskohtainen vertailu. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

36. Alanen, Jouni & Saastamoinen, Salla: Euroopan Unioniin tuotavat rakennustuotteet, vaatimusten mukaisuuden osoittaminen. Ympäristöministeriö.
37. Pohjois-Suomen vanhojen metsien suojelun kompensaatiotyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
38. Tanskanen, Juha-Heikki: Syntypaikkalajitteluun perustuvan yhdyskuntajätehuollon tarkastelu. - jätevirrat, kustannukset ja päätökset. Suomen ympäristökeskus.
39. Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki; Vehmas, Jarmo & Kaivo-oja, Jari: Ympäristöperusteinen energiaverotus Pohjoismaisia vertailuja ja suomalaisen keskustelun arviointia. Ympäristöministeriö.
40. Ilén, Pekka; Rautavuori, Leena & Salminen, Eero: Uukuniemen kirkonkylän kulttuurimaiseman hoitosuunnitelma. Ympäristöministeriö.
41. Ympäristöministeriö: Kaavoitustoimen seuranta. Ympäristöministeriö.
42. Outila, Tarja: Keivitsan kaivoshanke – kaavoitusjärjestelmät ja luonnonsuojelu. Ympäristöministeriö.
43. Lankinen, Markku: Asuntorakentamisen ennakointi – Määrästä laatuun. Ympäristöministeriö.
44. Tanskanen, Heikki; Walls, Mari; Maripuu, Lea & Tuhkanen, Tuula: Otsonoinnin ja otsoni/vetyperoksidikäsittelyjen vaikutus metsäteollisuuden kuorimovesien ekotoksisuuteen. Pohjois-Savon ympäristökeskus.
45. Huttunen, Leena; Rönkä, Esa & Matinvesi, Jukka: Erilaisten viljely- ja lannoitustapojen vaikutus pohjaveden laatuun – lysimetritutkimus karkealla hietamaalla. Suomen ympäristökeskus.
46. Paulus, Ilkka: Romaniväestön asutotilanne 1990-luvun puolivälissä. Ympäristöministeriö.
47. Monitoimijainen lähiöuudistus. Lähiötyöryhmän loppuraportti ja toimenpide-ehdotukset. Ympäristöministeriö.
48. Tarkoma, Jari: Asumisoikeusasunnot- ja asukkaat. Tilastaselvitys vuosina 1992 ja 1993 valmisteista asunnoista. Ympäristöministeriö.
49. Saarenheimo, Ulla & von Hertzen, Heikki, S: Asunnottomuus väheni Suomessa. Määrätietoinen työ tuo tuloksia. Ympäristöministeriö.
50. Myllymäki, Pauliina: Radonin ja uraanin poisto kalliopohjavedestä. Suomen ympäristökeskus.
51. Salo, Simo; Ekholm, Petri & Knuuttila, Seppo : A comparison of methods for nutrient source apportionment in Nordic rivers. Suomen ympäristökeskus.
52. Paukkunen, Marika & Vartia, Pauli: Selvitys ympäristövaikutusten arviointimenettelyn kokemuksesta 1994–95. Ympäristöministeriö.
53. Haimi, Jari & Salminen, Janne: Kemikaalien haittavaikutukset terestrisessä ympäristössä – tutkimus- ja testimenetelmien kehittäminen erityisesti suomalaiselle maaperälle. Suomen ympäristökeskus.
54. Rintala, Jari: Soranottoalueiden jälkihoito – pintarakennemateriaalit suojaverhouksessa. Suomen ympäristökeskus.
55. Britschgi, Ritva & Gustafsson, Juhani (toim.): Suomen luokitellut pohjavesialueet. Suomen ympäristökeskus.
56. Heli Vuoksima: Lasipakkausten kierrätysjärjestelmät ja niiden kustannukset Suomessa - keräysjärjestelmien kustannustehokkuusvertailu. Ympäristöministeriö.
57. Nysten, Taina & Hänninen, Tiija: Tiesuolan pohjavesihaittojen vaikutuksista ja torjuntakeinoista. Suomen ympäristökeskus.
58. Marttunen, Mika; Hellsten, Seppo; Puro, Annukka; Huttula, Erkki; Nenonen, Marja-Leena, Järvinen, Erkki; Salonen, Erno; Palomäki, Risto; Huru, Helge & Bergman, Tarja: Inarijärven tila, käyttö ja niihin vaikuttavat tekijät. Lapin ympäristökeskus.
59. Kettunen, Aija: Kuntien ympäristöhallinnon asema ja tila; Fakta ja käsityksiä. Ympäristöministeriö.
60. Uusien vuokrasuhteiden vuokrat. Tilastaselvitys vapaarahoitteisten vuokra-asuntojen uusista vuokrasuhteista huhtikuussa 1996. Ympäristöministeriö.
61. Pehkonen, Pertti & Jansson, Jonna: Viheralan tutkimus- ja kehittämistyö. Tilannekatsaus. Ympäristöministeriö.
62. Söderman, Lundsten, Leinonen & Grönholm: Valtakunnallisen yöperhosseurannan 3. vuosiraportti. 3 Nocturna Annual Newsletter 1995. Suomen ympäristökeskus.
63. Rosenström, Ulla; Lehtonen, Markku & Muurman, Jarmo: Trends in the Finnish Environment - Indicators for the 1997 OECD Environmental Performance Review of Finland. Ympäristöministeriö.
64. Haarni, Tuukka & Vartiainen, Perttu: Kaupunkiverkostoituminen Suomessa. Ympäristöministeriö.
65. Nyman; Halmetoja; Pohtamaa ym: M/S Eiran öljyvahingon pitkäaikaisvaikutukset Merenkurkussa. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
66. Sinisalmi, Tuomo (toim.): Vesivoimalaitosten lyhytaikaissäädön vaikutustutkimukset. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
67. Kananoja, Tapio: Kymen läänin kallioperän suojelu- ja opetuskohteita. Ympäristöministeriö.
68. Keppo, Eeva: Vaasan läänin kulttuuriympäristöohjelma.
69. Hyvärinen, Veli (toim.): Hydrologinen vuosikirja 1993. Hydrological yearbook 1993. Suomen ympäristökeskus.
70. Savolainen, Matti: Omakotitalojen kustannuslaskentajärjestelmä. Ympäristöministeriö.
71. Nysten, Taina; Suokko, Tuulikki & Tarvainen, Timo: Ympäristögeologian sovelluksia GTK – SYKE ympäristötutkimusseminaari 1.10.1996. Suomen ympäristökeskus.
72. Kemppainen, Eija: Suomen uhanalaiset lajit. Ketonukki (*Androsace septentrionalis*). Suomen ympäristökeskus.
73. Halonen, Pekka; Tuukki, Eeva; Puolasmaa, Arto & Kaipainen, Heidi: Suomen uhanalaisia lajeja: Pohjanhyttelöjäkä (*Collema curtisporum*) Lännehyytelöjäkä (*Collema nigrescens*) Risahyytelöjäkä (*Collema multipartitum*). Suomen ympäristökeskus.



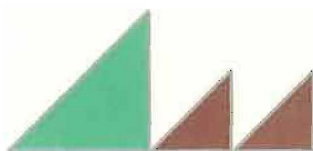
74. Kemppainen, Eija & Karling, Marita: Suomen uhanalaisia lajeja: Koirankieli (*Cynoglossum officinale*). Suomen ympäristökeskus.
75. Kosonen, Lasse; Kaipainen, Heidi & Kemppainen, Eija: Suomen uhanalaiset lajit Mäkiorvokki (*Viola collina*). Suomen ympäristökeskus.
76. Pykälä, Juha & Vuorinen Soili: Suomen uhanalaiset lajit. Punavalkku (*Cephalanthera rubra*). Suomen ympäristökeskus.
77. Pykälä, Juha & Vuorinen Soili: Suomen uhanalaisia lajeja: Vuorikuisma (*Hypericum montanum*). Suomen ympäristökeskus.
78. Kaipainen, Heidi; Kemppainen, Eija & Bonn; Thomas: Suomen uhanalaisia lajeja: Täkkähelmikkä (*Melica ciliata*). Hotade arter i Finland: Grusslok (*Melica ciliata*). Suomen ympäristökeskus.
79. Joensuu, Ilona; Vuori, Kari-Matti & Nieminen, Mari: Vesistöarakentamisen ja lyhytaikaissäätö-telyn vaikutus Perhonjoen koskien eliöyhteisöihin. Keski-Pohjanmaan ympäristökeskus.
80. Hassi, Laura: Ihanteita ja ohjausvälineitä - asumisen tuen kohdentuminen vuonna 1993. Ympäristöministeriö.
81. Grönroos, Juha; Rekolainen, Seppo & Nikander, Antero: Maatalouden ympäristötuen toimenpi- teiden toteutuminen v. 1995. Suomen ympäristökeskus.
82. Leskelä, Ari & Hudd, Richard: Kyrönjoen lohi- ja meritaimenistutusten tuloksellisuus Carlin- merkintöjen perusteella. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
83. Hudd, Richard; Kjellman, Jakob & Leskelä, Ari: Kyrönjoen suiston poikastuotanto ja kalakannat. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
84. Markat ja maankäyttö. Kaavatalouden näkökohtia päättäjille. Ympäristöministeriö.
85. Uuskallio, Irma: National overview on distressed urban areas in Finland. Ympäristöministeriö.
86. Peltola, Taru: Yritysten muuttuva toimintaympäristö hallinnon haasteena. Hämeen ympäristö- keskuksen pk-yritysprojektin loppuraportti. Hämeen ympäristökeskus.
87. Luostarinen, Matti; Yli-Viikari, Anja (toim.): Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristö- keskus, Maatalouden tutkimuskeskus.
88. Airamo, Raimo & Permanto, Timo: Yleiskaavoitus ja vaikutusten arviointi. Esimerkkinä Lahden yleiskaavoitus 1946 - 1996. Ympäristöministeriö.
89. Seppälä, Jyri & Jouttijärvi, Timo (toim.): Metsäteollisuus ja ympäristö. Suomen ympäristökeskus.
90. Jokioisten kulttuuriympäristöohjelma. Ympäristöministeriö.
91. Kilpailuttaminen valtion tukemassa asuntotuotannossa. Työryhmän mietintö. Ympäristöminis- teriö.
92. Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki; Vehmas, Jarmo & Kaivo-oja, Jari: Environment - Based Ener- gy Taxation in the Nordic Countries. Comparisons by Energy Source and a Review of the Finnish Discussion. Ympäristöministeriö.
93. Muuttuva ihminen - muuttuva asunto. Ympäristöministeriö.
94. Jauhiainen, Tapani; Vuorinen, Heikki; Heinonen-Guzejev, Marja & Paikkala, Sirkka-Liisa: Ympä- ristömelun vaikutukset. Ympäristöministeriö.
95. Lind, Tuula & Pietala, Jorma: Kotipalveluja käyttävien vanhusten kauppamatkat Lahdessa. Ym- päristöministeriö.
96. The Finnish Background Report for the EC Documentation of Best Available Techniques for Pulp and Paper Industry. Ympäristöministeriö.
97. Alanen, Tommi & Ratia, Pasi: Asuntorakentamisen työllisyysvaikutukset. Ympäristöministeriö.
98. Pitkäjärvi, Jyrki: Geenitekniikalla muunnettujen mikro-organismien ympäristövaikutukset. Suo- men ympäristökeskus.
99. Viinikainen, Tytti: Yhteiskuntatieteellinen ympäristötutkimus Suomessa. Katsaus tutkimusaloii- hin ja kirjallisuuteen. Suomen ympäristökeskus.
100. Pietiläinen, Olli-Pekka & Pirinen, Marja: Typpi- ja fosforikuormituksen vaikutus perifytonon kas- vuun Kymijoenla. Suomen ympäristökeskus.
101. Maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamista koskeva valtioneuvoston päätösehdotus. - Työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
102. Suurmyymälätyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö.
103. Kilpi, Mikael & Asanti, Timo (toim.): Saaristolinnuston suojelun nykytila Suomen rannikoilla. Suomen ympäristökeskus.
104. Björklöf, Katarina: Merkkigeenien käyttö geeniteknisesti muunnettujen mikro-organismien seu- rantaan ympäristössä. Suomen ympäristökeskus.
105. Filatov & Heinonen: Results of the Finnish-Russian Joint Study of the Lakes Onega, Ladoga and Saimaa Conducted in the Summer of 1990. Suomen ympäristökeskus.
106. Hukkanen, Tiina: Puutaloprojekti. Ympäristöministeriö.
107. Paldanius, Jari: Vuorovaikutteisen suunnittelun kokemuksia Suomessa. Ympäristöministeriö.
108. Biodiversiteettityöryhmä: Ympäristöministeriön toimintaohjelma luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Ympäristöministeriö.
109. Lahti, Pekka; Heinonen, Sirkka; Koski, Kimmo & Tolsa, Heimo: Kestävä kehitys aluerakenteessa. Kansainvälisiä näkemyksiä, suomalainen sovellus. Ympäristöministeriö.
110. Water and Wastewater Management in Finland and Fifteen Other European Countries. Ympäris- töministeriö.
111. Luontokoulutyöryhmä: Luontokoulutoiminta. Palvelut. Kehittämisideat. Verkostot. Ympäristö- ministeriö.
112. Sipilä, Kaija: Luonto- ja leirikoulutoiminta osana maaseudun kehittämistä. Ympäristöministeriö.
113. Itämeren tila. Ympäristöministeriö.



114. Siikanen, Antti: Kotitalous ja asumismenot. Selvitys lama-ajan asumismenoista. Ympäristöministeriö.
115. Äystö, Virpi: Rehevien järvien kunnostusten arviointi. Suomen ympäristökeskus.
116. Kleemola, Sirpa & Forsius, Martin: 6th Annual Report 1997. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Suomen ympäristökeskus.
117. Marttunen, Mika & Kylmälä, Petri: Kalakantojen hoitomalli Inarijärven kalaistutusten vaikutusten arvioinnissa. Suomen ympäristökeskus.
118. Viirikorpi, Paavo: Eteneekö lähiöuudistus? Paikallisten lähiöprojektien käynnistämisen arviointi. Ympäristöministeriö.
119. Mäkinen, Risto: Remonttiohjelma 1992 - 1996. - Korjausrakentamisen tutkimus- ja kehitysprojektien tulokset. Ympäristöministeriö.
120. Mähönen, Outi & Joki-Heiskala, Päivi: (toim.) AMAP-Arktisen ympäristön tila ja Suomen Lappi. Suomen ympäristökeskus.
121. Lehtoranta, Jouni: Ravinteet Itäisen Suomenlahden pintasedimentissä. Suomen ympäristökeskus.
122. Åkerblom, Satu: Erityisasuminen. Katsaus Ruotsin vanhusasumiseen 1980- ja 1990-luvuilla. Ympäristöministeriö.
123. Seppälä, Jyri: Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Suomen ympäristökeskus.
124. Lindholm, Tapio; Heikkilä, Raimo & Heikkilä, Marjo (eds.): Ecosystems, fauna and flora of the Finnish-Russian Nature Reserve Friendship. Suomen ympäristökeskus.
125. Malkki, Sirkka; Heinonen-Tanski, Helvi & Jantunen, Paula: Ympärikuivattujen kompostikäymälöiden toimintavarmuus ja häiriöiden kartoitus. Ympäristöministeriö.
126. Peuhkuri, Timo: Ympäristövaikutusten arviointi energia-alan ohjelmavalmisteluissa. Tapaustutkimus hallituksen energiansäästöohjelman valmisteluprosessista. Suomen ympäristökeskus.
127. Kankaanpään kulttuuriympäristöohjelma. Ympäristöministeriö.
128. Kananoja, Tapio: Turun ja Porin läänin kallioperän suojelu- ja opetuskohteita. Ympäristöministeriö.
129. Kaavoitustoimen seuranta 1996. Ympäristöministeriö.
130. Asumistuesta itselliseen asumiseen vai toimeentulotukeen? I osaraportti. Ympäristöministeriö.
131. Melanen, Matti & Ekqvist, Marko (toim.): Suomen ilmanpäästöt ja niiden skenaariot (SIPS-projekti) Tietojärjestelmän tietopohja ja alustavia tuloksia. Suomen ympäristökeskus.
132. Nikulainen, Virpi & Pyy, Outi: Huoltoasemien maaperän kunnostus. Suomen ympäristökeskus.
133. Isaksson, Kaj: Korjausrakentaminen asunto-osakeyhtiöissä ja aravavuokrataloissa. Ympäristöministeriö.
134. Larjavaara, Ilmari: Asuntojen yksityistäminen Pietarissa. Ympäristöministeriö.
135. Liukkonen, Matti: Asukkaat asumisoikeusasuntojen suunnittelussa. Ympäristöministeriö.
136. Koski, Kimmo & Lahti, Pekka: Kaupan suuryksiköt ja kunnallistalous - Herkkyysanalyysi. Ympäristöministeriö.
137. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997 - 2005. Ympäristöministeriö.
138. Karvinen, Päivi: Kansalaisten kokemuksia YVA-menettelyyn osallistumisesta. Ympäristöministeriö.
139. Kiviniemi, Markku & Sulankivi, Kristiina: Talonrakentamisen ja kiinteistönhoidon laatujärjestelmien tilanneselvitys. Ympäristöministeriö.
140. Seppälä, Timo: Torjunta-aineiden käyttäytyminen Suomen ympäristöoloissa. Suomen ympäristökeskus.
141. Mujunen, Satu-Pia; Teppola, Pekka & Minkkinen, Pentti: Metsäteollisuuden aktiivilietelaitosten toiminnan monimuuttujainen seuranta ja mallintaminen. Kaakkois-Suomen ympäristökeskus.
142. Teollisuuslaitoksen ympäristömelu. Ympäristöministeriö.
143. Ilmansuojelun neuvottelukunta: Ilmansuojelututkimuksen kehittämisohjelma 2001. Ympäristöministeriö.
144. Hudd, Richard & Kålx, Pia: 0+ kalanpoikasten esiintyminen ja 0+ kalanpoikasten esiintymisbiotoopit Kyrönjoen alaosalla. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
145. Rautio, Mika: Ympäristönsuojelun hallinnollis-oikeudellinen ohjaus kemiallisen metsäteollisuuden vesiensuojelussa. Suomen ympäristökeskus.
146. Kulturiympäristön hoito-ohjelma 1997-98. Etelä-Savo ja Häme. Etelä-Savon ympäristökeskus.
147. Koskiahho, Kristiina (toim.): Eheyttävän suunnittelun haasteet. Neuvottelupäivät ympäristöministeriössä 1997. Ympäristöministeriö.
148. Vehmas, Jarmo; Malaska, Pentti; Luukkanen, Jyrki & Kaivo-oja, Jari: Ympäristöpoliittiset ohjauskeinot uusiutuvien energialähteiden käytön edistämisessä. Ympäristöministeriö.
149. OECD arvioi maamme ympäristöpolitiikkaa. Yhteenveto arvioinnin päätelmistä ja suosituksista. Ympäristöministeriö.
150. Environmental Policies in Finland. Background papers for the OECD Environmental Performance Review of Finland 1997. Ympäristöministeriö.
151. Tanskanen, Juha-Heikki: Valtakunnallisten yhdyskuntajätteen hyödyntämistavoitteiden saavutettavuus Päijät-Hämeessä. Suomen ympäristökeskus.
152. Vanhojen metsien suojelutyöryhmä: Vanhojen metsien suojelu Pohjois-Suomessa. Vanhojen metsien suojelutyöryhmän osamietintö III, osa II karttaliitteet. Ympäristöministeriö.
153. Riihimäki, Juha & Hellsten, Seppo: Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeessä. Suomen ympäristökeskus.

154. Natura 2000 -ehdotuksesta annetut lausunnot. Yhteenvedot ministeriöide, asiantuntijatahojen sekä järjestöjen ja edunvalvontatahojen lausunnoista. Ympäristöministeriö.
155. Kokko, Kai: Ympäristövaikutusten selvittäminen seutu- ja yleiskaavoituksessa – o ikeudellises-tanäkökulmasta. Ympäristöministeriö.
156. Räihä, Ulla: Alavuden kulttuuriympäristön hoito. Ympäristöministeriö.
157. Rönkä, Kimmo; Halomo, Jyrki; Huhdanmäki, Aimo; Teerimo, Seppo; Terho, Juha & Tolsa, Heimo: Hissi vanhaan kerrostaloon. Taloudellinen kannattavuus, sosiaalinen tarpeellisuus sekä hallin-nolliset ja taloudelliset edellytykset. Ympäristöministeriö.
158. Leskelä, Ari; Hudd, Richard; Kälax, Pia & Kjellman, Jakob: Kevätkutuiusten kalalajien lisääntyminen Lappsundinjoella 1990–96. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
159. Hyvärinen, Marketta: Ympäristövaikutusten arvioinnin kehittäminen metsätalouteen liittyvässä suunnittelussa – esimerkisuunnittelujen tarkastelu. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
160. Marttunen, Mika: Vaihtoehtoisten kuormitustavoitteiden vaikutukset sisävesissä. Suomen ympäristökeskus.
161. Melanen, Matti (toim.): Jätealan tutkimuksen puiteohjelma 1998 –2002. Suomen ympäristökeskus.
162. Ympäristön seurannan strategia. Ympäristöministeriö.
163. Tamminen, Pertti; Pakarinen, Kimmo; Lintilä, Janne & Salmela, Arto: Kunnan nettotulot kerrosta-lo-, rivitalo- ja omakotialueilla. Tutkimuskohteena Tampere. Ympäristöministeriö.
164. Saarikoski, Heli: Ympäristövaikutusten arviointi jätehuollon strategisessa suunnittelussa. Suo-men ympäristökeskus.
165. Andersson, Harri: Lounais-Suomen saaristo - valtakunnallisen alueidenkäyttötavoitteiden nä-kökulmasta. Ympäristöministeriö.
166. Andersson, Harri: Sydvästra Finlands skärgård - med tanke på de riksomfattande målen för markanvändning. Ympäristöministeriö.
167. Nippala, Eero; Nuuttila, Harri & Rintanen, Risto: Asuinrakennusten perusrakennustarpeen vaih-toehtoja 1996–2005. Ympäristöministeriö.
168. Wahlberg, Niklas & Aalto, Jari (toim.) Suomen uhanalaisia lajeja: tummaverkkoperhonen (*Meli-taea diamina*). Suomen ympäristökeskus.
169. Kuussaari, Mikko; Pöyry, Juha; Savolainen, Markku & Paukkunen, Juho: Suomen uhanalaisia lajeja: lehtohopeatäplä (*Clossiana titania*). Suomen ympäristökeskus.
170. Lindström, Marianne (ed.): Water Legislation in Selected Countries - a Comparative Study for South African Water Law Review. Suomen ympäristökeskus.
171. Mäkinen, Risto: Rakentamisen vastuut ja laatu. Selvitysmiehen raportti. Ympäristöministeriö.
172. Nurmi, Paula: Eräiden Suomen järvien pohjaeläimistö. Valtakunnallisen seurannan tulokset 1989 - 1992. Suomen ympäristökeskus.
173. Haverinen, Kalervo & Lempinen, Petri: Omin avuin, valtion varoin. Opiskelija-asuntojärjestelmä Suomessa. Ympäristöministeriö.
174. Vaitomaa, Jaana: Sinilevien ja niiden tuottamien maksatoksiinien käyttäytyminen imeytyksessä. Kokeita harju- ja sedimenttipatsailla. Suomen ympäristökeskus.
175. Porvari, Petri & Verta, Matti: Elohopea ja metyylielohopea tekoaltaissa ja Kemijoen vesistössä. Suomen ympäristökeskus.
176. Hyvärinen, Veli (toim.) Hydrologinen vuosikirja 1994. Hydrological Yearbook 1994. Suomen ympäristökeskus.
177. Suomen tekemät kansainväliset ympäristösopimukset. Ympäristöministeriö.
178. Helin, Juha: Turvetuotantovelvoitteita koskevat vesituomioistuinten lupapäätökset. Suomen ympäristökeskus.
179. Soveri, Jouko; Peltonen, Kimmo & Järvinen, Olli: Laskeuma Helsingin seudulla lumesta määritet-tynä talvikaudella 1995 - 1996. Suomen ympäristökeskus.
180. Vesala, Riitta: Näkökulmia asemakaavaselostuksen uudistamiseen. Ympäristöministeriö.
181. Kujala-Räty, Katariina; Hiisvirta, Leena; Kaukonen, Marke; Liponkoski, Markku & Sipilä, Anni-ka: Talousveden laatu Suomessa vuonna 1996. Suomen ympäristökeskus.





## LUONTO JA LUONNONVARAT

### Merimetso *Phalacrocorax carbo* - musta viikinki

Merimetso selviytyjä vai häviäjä

Merimetso pesi Suomessa ensimmäisen kerran vuonna 1996. Tammisaaren kansallispuistoon asettuneessa yhdyskunnassa pesi 10 - 20 paria. Lintuja yhdyskunnassa oleskeli läpi kesän noin 160 yksilöä.

Lajin suojelutaso on suotuisa, kun sen kantojen kehittymistä koskevat tiedot osoittavat, että laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään. Lajin luontaisen esiintymisalueen ei tule supistua eikä todennäköisesti supistu ennakoitavissa olevassa tulevaisuudessa.



ISBN 952-11-0242-X

ISSN 1238-7312

Myynti: Suomen ympäristökeskuksen asiakaspalvelu

sähköpostiosoite: [neuvonta.syke@vyh.fi](mailto:neuvonta.syke@vyh.fi)

faksi (09) 4030 0190, puh. (09) 4030 0100

postiosoite: PL 140, 00251 Helsinki

ja Oy Edita Ab

Oy EDITA Ab

PL 800, 00043 EDITA, vaihde (09) 566 01

ASIAKASPALVELU

puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380

EDITA-KIRJAKAUPAT HELSINGISSÄ

Annankatu 44, puh. (09) 566 0566

Eteläesplanadi 4, puh. (09) 662 801



9 789521 102424